



**UNIVERSIDADE DE ÉVORA**

**ESCOLA DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA**

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

**PLANTAS INVASORAS NO SUL DE PORTUGAL  
– UMA ABORDAGEM BIOGEOGRÁFICA**

**Liliana Neto Duarte**

Orientação: Professora Doutora Elizabeth Marchante e  
Professor Doutor Carlos Pinto-Gomes

**Mestrado em Biologia da Conservação**

Dissertação

Évora, 2016



**UNIVERSIDADE DE ÉVORA**  
**ESCOLA DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA**  
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

**PLANTAS INVASORAS NO SUL DE PORTUGAL**  
**– UMA ABORDAGEM BIOGEOGRÁFICA**

**Liliana Neto Duarte**

Orientação: Professora Doutora Elizabete Marchante e Professor  
Doutor Carlos Pinto-Gomes

**Mestrado em Biologia da Conservação**

Dissertação

Évora, 2016

## Agradecimentos

Expresso em primeiro lugar a minha grande estima e agradecimento à Professora Elizabete Marchante pela orientação no presente trabalho, e por me ter apresentado e dado a experienciar pela primeira vez como algumas plantas exóticas podem alterar as nossas paisagens, e o quão difícil pode ser removê-las. O meu apreço e agradecimento estendem-se ao Professor Carlos Pinto Gomes pela coorientação nesta dissertação, e por há mais tempo me ter mostrado como é interessante interpretar os condicionalismos ecológicos que determinam a nossa paisagem vegetal. Ambos se mostraram totalmente receptivos, disponibilizando o seu tempo, experiência, conhecimento do território, exigência e rigor científico através de sábias sugestões que muito contribuíram para o desenvolvimento e redação do presente trabalho.

Deixo ainda uma palavra de especial apreço dirigido à Professora Hélia Marchante que acompanhou o processo desde o início, e cujos contributos e linhas de orientação foram igualmente importantes para o resultado que aqui se apresenta. Quero também deixar um prezado agradecimento à comissão de curso do mestrado, constituído pelo Professor Paulo Sá-Sousa, Professora Maria Paula Simões e Professor João Rabaça, pelas sugestões que ajudaram a alicerçar os pilares sobre o qual assenta este trabalho.

Agradeço também o apoio, incentivo e salutaras discussões com o colega Carlos Vila-Viçosa, assim como alguma da logística necessária no trabalho de campo à Professora Carla Pinto Cruz, ao colega Filipe Moniz e à amiga Vanessa Paulo, a companhia no trabalho de campo das colegas Cristina Madeira Baião e Yvonne Markl, e a todos os colegas, amigos e familiares, que directa ou indirectamente, me ajudaram e encorajaram.

Por fim, mas não menos importante, agradeço o apoio incondicional do Rui Machado.

*“Como são complexas e inesperadas a interação e as relações recíprocas entre os seres vivos que lutam num mesmo espaço.”*

Charles Darwin: A Origem das Espécies in União Europeia (2010) Bens e Serviços Ecosistémicos, disponível em 04/09/2016 em [http://ec.europa.eu/environment/pubs/pdf/factsheets/Eco-systems%20goods%20and%20Services/Ecosystem\\_PT.pdf](http://ec.europa.eu/environment/pubs/pdf/factsheets/Eco-systems%20goods%20and%20Services/Ecosystem_PT.pdf)

# PLANTAS INVASORAS NO SUL DE PORTUGAL

## UMA ABORDAGEM BIOGEOGRÁFICA

### Resumo

As espécies invasoras são uma das principais ameaças à biodiversidade causando impactes ecológicos, económicos e nos serviços dos ecossistemas. O conhecimento conjunto da dinâmica das séries de vegetação e da ecologia das plantas invasoras é uma ferramenta útil na recuperação ecológica de áreas invadidas e na prevenção de invasões. Este trabalho tem como objectivo principal averiguar a relação entre a distribuição das plantas invasoras e as comunidades vegetais terrestres do Sul de Portugal. Para tal, fez-se corresponder a distribuição de nove plantas invasoras seleccionadas com as séries de vegetação e territórios biogeográficos, em 60 quadrículas com 1 Km<sup>2</sup>. A Província Lusitana-Andaluza Costeira revelou-se a mais invadida, com predomínio de *Acacia dealbata*, *Acacia longifolia* e *Opuntia maxima* no potencial climatófilo de sobreiral psamófilo; *A. longifolia* dominou no potencial edafoxerófilo de zimbral de *Juniperus turbinata* e *A. dealbata* e *Arundo donax* no potencial edafo-higrófilo de freixial. Com base nos resultados, estabeleceram-se áreas prioritárias para intervenção.

**Palavras-chave:** Plantas invasoras, biogeografia, sinfitossociologia, ecologia das invasões

# INVASIVE PLANTS IN SOUTHERN PORTUGAL

## A BIOGEOGRAPHICAL APPROACH

### Abstract

Invasive species are one of the main threats to biodiversity worldwide and are responsible for negative impacts at ecological, economic and ecosystem services level. Complementarity between vegetation series dynamics and invasive plants ecology knowledge is essential to address ecological restoration and to prevent invasions. The main goal of this work is to investigate the relationship between invasive plants distribution and terrestrial plant communities of Southern Portugal. Fieldwork was conducted in 60 1 Km<sup>2</sup> sampling plots and a correspondence was made between nine selected invasive plants and the vegetation series and the biogeographic units. The Andalusian-Lusitanian Coastal province was the most invaded biogeographic unit and revealed the dominance of *Acacia dealbata*, *Acacia longifolia* and *Opuntia maxima* in the cork oak psammophilous series; *A. longifolia* dominated in the maritime turbinate juniper edapho-xerophilous series and *A. dealbata* and *Arundo donax* in the ash edaphohygrophilous groves potential. Based on the results, priority areas for intervention were defined.

**Keywords:** Invasive Plants, biogeography, sinphytosociology, invasion ecology

## Conteúdo

Resumo.....	iii
Abstract.....	iv
Índice de figuras.....	vii
Índice de tabelas.....	x
I. Introdução.....	1
a. Capacidade invasora e invasibilidade das comunidades vegetais.....	5
b. Espécies invasoras na Europa e em Portugal.....	8
c. Como gerir.....	11
d. O contributo (sin)fitossociológico no controlo ecológico das plantas invasoras.....	16
e. Objectivos.....	21
II. Materiais e Métodos.....	22
a. Caracterização da área de estudo.....	22
i. Enquadramento Territorial.....	22
ii. Geomorfologia.....	22
iii. Pedologia.....	24
iv. Climatologia.....	25
v. Bioclimatologia.....	28
vi. Biogeografia.....	28
b. Espécies seleccionadas.....	28
i. <i>Acacia dealbata</i> Link.....	30
ii. <i>Acacia longifolia</i> (Andrews) Willd.....	31
iii. <i>Acacia pycnantha</i> Benth.....	33
iv. <i>Acacia saligna</i> (Labill.) H. L. Wendl.....	34
v. <i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle.....	35
vi. <i>Arundo donax</i> L.....	37
vii. <i>Cortaderia selloana</i> (Schult. & Schult.f.) Asch. & Graebn.....	39

viii. <i>Hakea sericea</i> Schrader .....	40
ix. <i>Opuntia maxima</i> Miller.....	41
c. Levantamento de dados de campo .....	43
d. Tratamento dos dados recolhidos .....	46
III. Resultados e Discussão .....	47
a. Plantas invasoras no território: Condições ecológicas de invasão .....	60
i. <i>Acacia dealbata</i> Link.....	61
ii. <i>Acacia longifolia</i> (Andrews) Willd.....	64
iii. <i>Acacia pycnantha</i> Bentham.....	67
iv. <i>Acacia saligna</i> (Labill.) H. L. Wendl.....	69
v. <i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle .....	70
vi. <i>Arundo donax</i> L.....	72
vii. <i>Cortaderia selloana</i> (Schult. & Schult.f.) Asch. & Graebn.....	74
viii. <i>Hakea sericea</i> Schrader .....	76
ix. <i>Opuntia maxima</i> Miller.....	78
x. Intervalos bioclimáticos - Síntese.....	82
b. Áreas prioritárias para intervenção e medidas de gestão.....	83
IV. Considerações Finais.....	90
V. Referências Bibliográficas.....	92
Anexos .....	111



## Índice de figuras

Figura 1 – Rotas marítimas de barcos a vapor britânicos e carvoeiras em 1899. De salientar o número de ligações existentes à data, muito antes das rotas de comércio global modernas e das ligações aéreas.....	1
Figura 2 – Esquema simplificado do processo de invasão – etapas.....	3
Figura 3 – Relação hipotética entre a densidade populacional e os impactes ecológicos para duas espécies exóticas.....	5
Figura 4 – Número de exóticas mais ou menos naturalizadas em Portugal continental nos anos de 1999, 2005 e 2011.....	10
Figura 5 – Invasão por <i>Agave americana</i> em zona litoral costeira.....	11
Figura 6 – Relação entre as etapas de invasão e as etapas de associados aos custos e eficiência.....	12
Figura 7 – Representação dos diferentes tipos de série: A) Edafo-higrófila, B) Edafoxerófila e C) Climatófila.....	18
Figura 8 – Representação dos diferentes estádios sucessionais da série climatófila <i>Aro neglecti-Quercus suberis</i> S.....	19
Figura 9 – Localização da área de estudo na Europa (a) e em Portugal (b).....	22
Figura 10 – Unidades morfoestruturais da Península Ibérica.....	23
Figura 11 – Esboço provisório das regiões climáticas de Portugal.....	26
Figura 12 – <i>Acacia dealbata</i> : a) Ramo em floração; b) Vagens com sementes; c) Plântula no subcoberto de eucaliptal e d) Plântulas em situação de pós-fogo.....	30
Figura 13 – <i>Acacia longifolia</i> : a) Inflorescências ou ramos em floração; b) Vagens em maturação; c) Sementes nas vagens; d) Semente transportada por formiga, e e) Sementes na entrada do formigueiro.....	32
Figura 14 – <i>Acacia pycnantha</i> : a) Floração (Marchante et al. 2014); b) Vagens com sementes; c) Plântulas resultantes de germinação de sementes e d) Rebento de touça.....	33
Figura 15 – <i>Acacia saligna</i> : a) Inflorescências; b) Filódios mais largos no centro; c) Vagens em maturação, e d) Semente e funículo esbranquiçado.....	35
Figura 16 – <i>Ailanthus altissima</i> : a) Aparecimento das primeiras folhas do ano; b) Fruto esverdeado; c) Rebentação de touça e d) Desenvolvimento em edifício histórico na cidade de Évora.....	36
Figura 17 – <i>Arundo donax</i> : a) Aspecto geral das inflorescências; b) Detalhe da inflorescência; c) Inserção da folha no colmo e detalhe da lígula e d) Rebentação após corte.....	38

Figura 18 – <i>Cortaderia selloana</i> : a) Panícula; b) Inflorescências; c) Margem serrada das folhas .....	39
Figura 19 – <i>Hakea sericea</i> : a) Flor; b) Aspecto do fruto fechado; c) Fruto aberto e d) Plântula.....	41
Figura 20 – <i>Opuntia maxima</i> : a) Flor; b) Fruto; c) Rebentação a partir de uma palma destruída; d) Rebentação após passagem de fogo e e) Plantação em linha. ....	43
Figura 21 – Localização das quadrículas 1x1 km <sup>2</sup> amostradas nos quatro sectores biogeográficos.....	44
Figura 22 - Número de espécies de plantas invasoras em cada quadrícula amostrada.....	47
Figura 23 – Quadrículas onde foram registadas plantas invasoras por sector biogeográfico .	48
Figura 24 – Número de plantas invasoras em comunidades secundárias .....	50
Figura 25 – <i>Opuntia maxima</i> em sebe junto a muro (comunidade secundária) onde o potencial climatófilo é de <i>Arisaro simorrhini-Quercus pyrenaicae</i> S.....	51
Figura 26 – Número de correspondências entre uma planta invasora e as séries de vegetação, por sector biogeográfico.....	53
Figura 27 – Percentagem de vezes que determinada série foi identificada com ou sem plantas invasoras.....	58
Figura 28 - Séries de vegetação sem invasoras a) Aspecto da comunidade potencial de carrascal de <i>Viburno tini-Quercus rivasmartinezii</i> S. ao fundo em encosta sobre a praia de Galapinhos, no Distrito Serrano Arrabidense; b) Aspecto geral de zona cultivada onde o potencial é de <i>Aro neglecti-Oleo sylvestris</i> S., com destaque para os exemplares de azinheira ( <i>Quercus rotundifolia</i> ) na zona mais elevada em Beringel, no Distrito Alentejano c) <i>Quercus broteroi</i> , em potencial de <i>Ulici welwitschiani-Quercus broteroi</i> S., nas margens da ribeira de Seda, no Distrito Cacerenho .....	59
Figura 29 – Séries de vegetação sem invasoras: a) Aspecto do loendral de <i>Oenanthe crocatae-Nerio oleandri</i> S. em Martinlongo, Distrito Andevalense; b) Aspecto do esteval endémico de <i>Genisto triacanthi-Cistetopalhinhae</i> permasigmetum em Odeceixe, Distrito Promontório Vicentino.....	60
Figura 30 – <i>Acacia dealbata</i> : a) Ocupação de montado cujo potencial é de <i>Aro neglecti-Quercus suberis</i> S. no Distrito Ribatagano; b) Invasão em montado cujo potencial é de <i>Sanguisorbo hybridae-Quercus suberis</i> S., no Distrito Serrano Mamedano; c) Junto de <i>Quercus pyrenaica</i> e <i>Arbutus unedo</i> , em potencial de <i>Arisaro simorrhini-Quercus pyrenaicae</i> S. no Distrito Serrano Mamedano. ....	63
Figura 31 – <i>Acacia dealbata</i> : a) Em amial de <i>Scrophulario scorodoniae-Alno glutinosae</i> S. na ribeira de Lavre, no Distrito Ribatagano; b) No rio Caia onde existe mosaico de <i>Scrophulario scorodoniae-Alno glutinosae</i> S. com <i>Salici atrocinereo-australis</i> S. no Distrito Serrano Mamedano; c) Invasão em potencial de <i>Ranunculo ficariae-Fraxino angustifoliae</i> S., no distrito Ribatagano.....	64
Figura 32 – <i>Acacia longifolia</i> : a) Em montado cujo potencial é de <i>Aro neglecti-Quercus suberis</i> S., no Distrito Costeiro Vicentino; b) Rebentação após corte de matos em potencial de <i>Asparago aphylli-Quercus suberis</i> S. no Distrito Alentejano; c) Sob-coberto de <i>Cistus ladanifer</i> em potencial de <i>Avenello</i>	

<i>strictae-Quercus marianicae</i> S. na Estibeira, no Distrito Costeiro-Vicentino; d) Junto a sabina-da-praia ( <i>Juniperus turbinata</i> ) em potencial de <i>Osyrio quadripartitae-Junipero turbinatae</i> S. em Odeceixe, no Distrito Costeiro Vicentino .....	66
Figura 33 – Presença de <i>Acacia pycnantha</i> em: a) Matagal de <i>Pistacia lentiscus</i> e <i>Quercus coccifera</i> (1ª etapa de substituição do azinhal de <i>Rhamno oleoidis -Quercus rotundifoliae</i> S.), no Distrito Algarviense; b) Potencial de <i>Lavandulo viridis-Quercus suberis</i> S., no Distrito Promontório Vicentino..	68
Figura 34 – Invasão por <i>Acacia saligna</i> em potencial de zimbral de <i>Osyrio quadripartitae-Junipero turbinatae</i> S. na Costa da Caparica, distrito Sadense .....	70
Figura 35 – Invasão por <i>Ailanthus altissima</i> : a) Berma de estrada em potencial de <i>Viburno tino-oleo sylvestris</i> S. próximo do Outão, no Distrito Serrano Arrabidense <i>Acacia</i> ; b) Potencial de <i>Ranunculo ficariae-Fraxino angustifoliae</i> S., no distrito Badajoceno c) Em olmal de <i>Opopanaco chironii-Ulmeto minoris</i> S. por <i>Ailanthus altissima</i> em Varche, no Distrito Badajoceno. ....	72
Figura 36 – Invasão por <i>Arundo donax</i> : a) Em potencial de <i>Ranunculo ficariae-Fraxino angustifoliae</i> S., no distrito Algarviense; b) Em troço da ribeira de Sor onde existe mosaico de <i>Ranunculo ficariae-Fraxino angustifoliae</i> S. com <i>Salici atrocinereo-australis</i> S., no Distrito Cacerenho; c) Em concavidade sobre dunas onde o potencial é o zimbral edafoxerófilo de <i>Daphno gnidii-Junipero navicularis</i> S., no Distrito Sadense .....	73
Figura 37 – <i>Cortaderia selloana</i> em terreno baldio com potencial tempori-higrófilo de <i>Arisaro simorrhini-Quercus broteroi</i> S. no Distrito Serrano Arrabidense.....	76
Figura 38 – Invasão por <i>Hakea sericea</i> a) Em potencial de <i>Aro neglecti-Quercus suberis</i> S. no Distrito Ribatagano; b) Orla de pinhal situado em potencial de <i>Arbuto unedonis-Quercus pyrenaicae</i> S., no Distrito Serrano Mamedano; c) Em potencial de <i>Ranunculo ficariae-Fraxino angustifoliae</i> S., no distrito Ribatagano.....	77
Figura 39 – Localização da quadrícula amostrada RS.A1 e do incêndio ocorrido no ano de 2000, próximo da Barragem de Montargil.....	78
Figura 40 – Invasão por <i>Opuntia maxima</i> a) Em potencial de azinhal de <i>Myrto communis-Quercus rotundifoliae</i> S. em Guerreiros do Rio (Distrito Andevalense); b) Em potencial de sobreiral de <i>Aro neglecti-Quercus suberis</i> S. no Distrito Sadense; c) Em encosta rochosa, no potencial edafoxerófilo de <i>Quercus cocciferae-Junipero turbinatae</i> S., a contactar com o potencial de zambujal ( <i>Viburno tino-oleo sylvestris</i> S.) próximo do Outão, no Distrito Serrano Arrabidense; d) Em zona agricultada em potencial edafoxerófilo de <i>Rhamno laderoi-Quercus rotundifoliae</i> S. no Distrito Badajoceno.....	80
Figura 41- <i>Opuntia maxima</i> em encosta rochosa inacessível na Serra da Arrábida.....	81

## Índice de tabelas

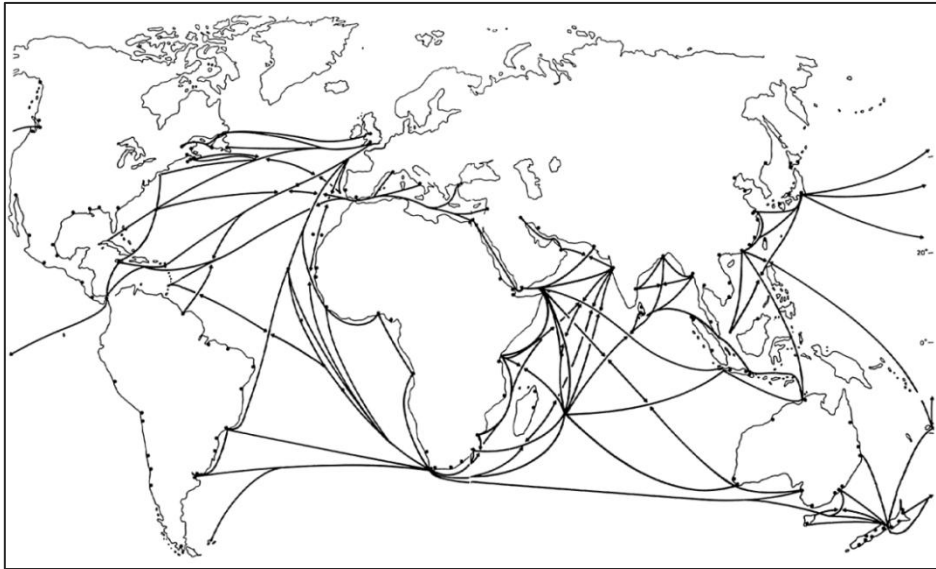
Tabela 1 – Conceitos e definições relacionados com invasão por plantas.....	2
Tabela 2 - Tipos de solo na área de estudo.....	24
Tabela 3 – Lista de plantas invasoras objecto deste estudo.....	29
Tabela 4 – Relação do número de quadrículas amostradas por sector e distrito biogeográfico .....	45
Tabela 5 - Número de correspondências entre as séries de vegetação reconhecidas com presença de uma das plantas invasoras e sem plantas invasoras, por sector e distrito biogeográfico.....	52
Tabela 6 - Matriz de correspondência entre as séries de vegetação e as plantas invasoras com identificação das quadrículas onde foram reconhecidas.....	55
Tabela 7 - Número de correspondências entre as plantas invasoras e as séries de vegetação .....	57
Tabela 8 - Diagnose bioclimática das séries de vegetação onde foi identificada <i>Acacia dealbata</i> .....	61
Tabela 9 - Diagnose bioclimática das séries e minorisséries de vegetação onde foi identificada <i>Acacia longifolia</i> .....	65
Tabela 10 - Diagnose bioclimática das séries e minorissérie de vegetação onde foi identificada <i>Acacia pycnantha</i> .....	67
Tabela 11 - Diagnose bioclimática das séries e minorisséries de vegetação onde foi identificada <i>Acacia saligna</i> .....	69
Tabela 12 - Diagnose bioclimática das séries de vegetação onde foi identificado <i>Ailanthus altissima</i> .....	71
Tabela 13 - Diagnose bioclimática das séries e minorissérie de vegetação onde foi identificada <i>Arundo donax</i> .....	73
Tabela 14 - Diagnose bioclimática das séries de vegetação onde foi identificada <i>Cortaderia selloana</i> .....	75
Tabela 15 - Diagnose bioclimática das séries de vegetação onde foi identificada <i>Hakea sericea</i> .....	77
Tabela 16 - Diagnose bioclimática das séries de vegetação onde foi identificada <i>Opuntia maxima</i> .....	79

Tabela 17 - Intervalos bioclimáticos - Índice de continentalidade das plantas invasoras em estudo.....	82
Tabela 18 - Intervalos bioclimáticos - Índice de termicidade, índice ombrotérmico e tipo de substrato mais favorável à invasão pelas plantas invasoras em estudo .....	83
Tabela 19 - Identificação das condições ecológicas mais susceptíveis a invasão, da época e métodos de controlo adequados para cada uma das plantas invasoras em estudo.....	85
Tabela 20 - Identificação das associações vegetais da dinâmica serial do sobreiral de <i>Aro neglecti-Quercus suberis</i> sigmetum .....	88



## I. Introdução

Nas sociedades ocidentais, desde a época dos descobrimentos até ao início do século XX, as espécies exóticas eram consideradas como curiosidade, e muitas vezes vistas como um recurso (Richardson & Pyšek 2008; Simberloff et al. 2013). A movimentação das espécies exóticas acompanhou e foi aumentando com o desenvolvimento das tecnologias de transporte comercial intercontinental, desde os barcos à vela, passando pelos barcos a vapor (**Figura 1**) e até aos sistemas de navegação mais sofisticados dos dias de hoje (Lockwood et al. 2007).



**Figura 1** – Rotas marítimas de barcos a vapor britânicos e carvoeiras em 1899. De salientar o número de ligações existentes à data, muito antes das rotas de comércio global modernas e das ligações aéreas.

Fonte: Lockwood et al. (2007)

Actualmente, na era de globalização em que vivemos, a introdução de espécies exóticas é facilitada e intensificada na medida em que se apoia nas rotas de comércio internacional de transporte de bens e pessoas, movendo milhares de espécies entre e através dos continentes (Meyerson & Mooney 2007; Brunel et al. 2013a). Ao introduzir espécies exóticas, o Homem promoveu uma grande influência no *biota* residente, muitas vezes com consequências nefastas nas comunidades e ecossistemas naturais (Blondel et al. 2010). Intencionalmente ou de forma acidental, a introdução de espécies exóticas aumentou durante o século XX, assim como a evidência do grau de ameaça que algumas destas podiam representar para as espécies nativas, ecossistemas e bem-estar humano (Simberloff et al. 2013).

Vários autores, nomeadamente Charles Darwin, reportaram os efeitos da introdução e dispersão de novas espécies (Chew 2006; Davis 2009), mas foi Charles S. Elton, em 1958, que com a publicação da obra "*The Ecology of Invasions by Animals and Plants*", ficou conhecido

## I – Introdução

como o pai da ecologia das invasões (Davis et al. 2001; Richardson & Pyšek 2008). Esta obra constitui um importante marco na individualização da ecologia das invasões das restantes subdisciplinas da ecologia, principalmente a das sucessões (Davis et al. 2001; Richardson 2011).

As invasões biológicas são apontadas como uma das principais causas de perda de biodiversidade, juntamente com a destruição de habitats, a sobre-exploração, as alterações climáticas e a poluição (Millennium Ecosystem Assessment [MEA] 2005). Existem espécies invasoras em todos os grupos de organismos vivos, incluindo variadas plantas, animais, fungos e microrganismos, porém este trabalho incide no grupo das plantas. A **Tabela 1** reúne definições dos principais conceitos que são geralmente utilizados quando se fala em invasões por plantas.

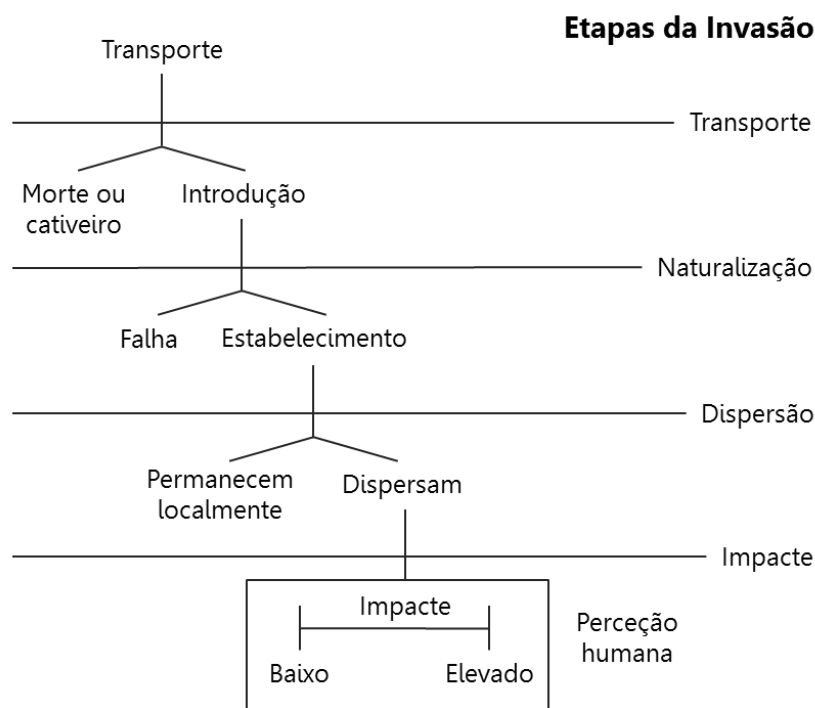
**Tabela 1** – Conceitos e definições relacionados com invasão por plantas

Conceito	Definição
<b>Nativa, autóctone, espontânea, indígena</b>	Planta que é natural, própria da região em que vive, ou seja, que cresce dentro dos seus limites naturais incluindo a sua área potencial de dispersão.
<b>Exótica, alóctone, não-nativa, não-indígena</b>	Planta cuja presença numa dada área se deve a uma introdução, intencional ou acidental, resultante de actividades humanas.
<b>Casual</b>	Conjunto de plantas exóticas que podem reproduzir-se ocasionalmente, sem no entanto conseguir manter populações estáveis, dependendo de introduções repetidas para persistirem num determinado local.
<b>Naturalizada, subespontânea</b>	Plantas exóticas que se reproduzem e mantêm populações durante vários ciclos de vida sem intervenção humana; os indivíduos jovens estabelecem-se normalmente junto das plantas adultas, sem dispersar para outras áreas.
<b>Invasora</b>	Conjunto de plantas naturalizadas que produzem descendência fértil, geralmente em grande número e os dispersa muito para além das plantas-mãe (> 100m; < 50 anos para espécies que dispersam por sementes e outros propágulos; > 6m/ 3 anos para espécies que dispersam vegetativamente por raiz, rizomas, rebentamento de toíça e caules rastejantes), tendo potencial para ocupar uma área considerável. A biodiversidade nativa e/ou o funcionamento dos ecossistemas pode ser afectada negativamente.
<b>Infestante</b>	Plantas nativas ou exóticas que crescem em locais onde não são desejadas, interferindo com os objectivos determinados pelo Homem, causando geralmente prejuízos económicos ou ambientais.
<b>Transformadora</b>	Conjunto de plantas invasoras capazes de modificar as características do ecossistema numa área substancial relativamente à extensão do mesmo.

Fonte: Adaptado de Richardson et al. 2000



Uma espécie invasora é uma espécie que chega a um novo habitat, de forma directa ou indirecta como resultado da actividade humana, e que consegue produzir descendência fértil, muitas vezes em grande número, a distâncias consideráveis da planta-mãe, conseguindo dispersar-se de forma autónoma (Pyšek et al. 2004a; Simberloff 2010). A maioria das espécies exóticas não se tornam invasoras no seu novo habitat (Simberloff 2010), para tal têm de ultrapassar três fases distintas (Lockwood et al. 2007, **Figura 2**), e apenas uma pequena parte tem essa capacidade. O processo de invasão pressupõe o transporte das espécies da sua região de origem para uma nova área, onde são libertadas na natureza (1ª fase: **Transporte**).



**Figura 2** – Esquema simplificado do processo de invasão – etapas  
 Fonte: Adaptado de Lockwood et al. (2007)

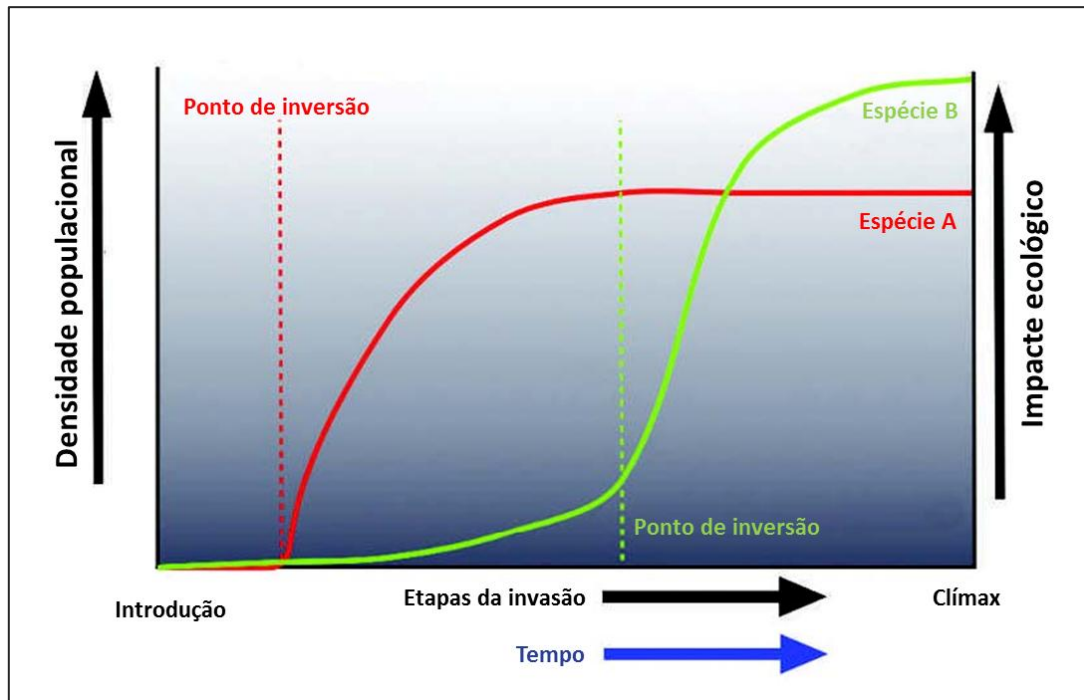
Das espécies exóticas, uma parte consegue estabelecer-se e manter populações sem a intervenção directa do Homem, ultrapassando barreiras ambientais e de reprodução (Richardson et al. 2000), quando tal sucede diz-se que a espécie se naturalizou (2ª fase: **Naturalização**). As espécies naturalizadas estabelecem-se para além do local de introdução inicial e permanecem em equilíbrio em habitats naturais e semi-naturais, como é o caso da alfarrobeira (*Ceratonia siliqua*) no Algarve (Marchante et al. 2014). Segundo Richardson & Pyšek (2012) todas as espécies naturalizadas são potenciais invasoras, pelo que a 2ª etapa, naturalização, é crucial no processo de invasão. A fase seguinte ocorre quando depois de um estímulo, que pode ser uma tempestade, alteração do uso do solo, um incêndio, ou inclusive

## I – Introdução

o controlo de outra espécie invasora, uma população constituída pela espécie exótica estabelecida consegue aumentar em número e expandir-se no território (3ª fase: **Dispersão**). Por fim, quando a presença da espécie exótica é abundante, pode então dizer-se que se está perante uma invasão com impactes muitas vezes rotulados como “positivos” ou “negativos”, dependendo da percepção do Homem, ou seja, da sua perspectiva particular (Pyšek et al. 2012). Basicamente, de acordo com Pyšek et al. (2012) não existe uma medida universal para avaliar o impacte provocado, dependerá sempre das variáveis escolhidas para avaliação e do contexto. Para os mesmos autores (2012) as variáveis que revelam impactes mais significativos após invasão são: a sobrevivência, a produtividade da comunidade, o teor mineral e de nutrientes nos tecidos das plantas nativas e a frequência e intensidade dos fogos. Por outro lado, os impactes medidos através de variáveis como a riqueza, diversidade da comunidade, características do solo (nutrientes, minerais, teor de água e pH), estão dependentes do contexto, i.e., das características da planta invasora e do bioma, independentemente da região geográfica e do tipo de habitat.

As espécies que conseguem proliferar e dispersar para longe das áreas de introdução, ocupando áreas extensas e atingindo abundâncias elevadas podem representar um risco significativo que se reflecte na homogeneização dos ecossistemas (Genovesi & Shine 2011) provocando prejuízos económicos e ecológicos (Lockwood et al. 2007). Foi o que aconteceu, por exemplo, com várias espécies de acácia (*Acacia* spp.) em Portugal (Marchante et al. 2014).

Apesar dos impactes económicos serem mais facilmente detectados e reportados, e do inverso se aplicar no caso das plantas, em que os impactes ecológicos estão melhor documentados, sabe-se que ambos tendem a estar altamente correlacionados (Vilà et al. 2009a). De acordo com Pyšek et al. (2012) e Vilà et al. (2011) os impactes ecológicos provocados pelas plantas invasoras nas espécies e comunidades residentes são significativos, enquanto os provocados ao nível do ciclo de nutrientes são relativamente menores, o que implica que quando são finalmente percebidos já as comunidades naturais podem estar muito alteradas pela invasão. É difícil identificar o momento, durante o processo de invasão, em que uma espécie exótica começa a causar impactes ecológicos (Barney et. al. 2013) (**Figura 3**). Por norma, mesmo quando os impactes se começam a manifestar pouco tempo depois da introdução, a expansão da espécie ainda costuma demorar até atingir a máxima extensão (Simberloff 2011); na Europa, o tempo médio para uma planta invasora atingir a expansão máxima são 150 anos (Gassó et al. 2010).



**Figura 3** – Relação hipotética entre a densidade populacional e os impactes ecológicos para duas espécies exóticas  
 Fonte: Adaptado de Barney et. al. (2013)

As espécies invasoras também causam impactes nos serviços dos ecossistemas que asseguram o bem-estar humano (MEA 2005; Pejchar & Mooney 2009; Vilà et al. 2009a), designadamente a nível de produção (p. ex. diminuição da abundância de uma espécie), suporte (p. ex. alteração da sucessão vegetal, do processo de formação do solo e ciclo de nutrientes), regulação (p. ex. alteração dos serviços da polinização, do regime de fogo ou da qualidade da água) e culturais (p. ex. a alteração no uso tradicional e ao nível da percepção da paisagem) (MEA 2005; Vilà et al. 2009a; Marchante 2011). As invasões biológicas podem ainda apresentar impactes significativos na saúde e segurança humana, por provocarem doenças como alergias (*Acacia dealbata*) e por serem vectores de pragas, por exemplo, os tapetes formados por *Eichhornia crassipes* são propícios à proliferação de mosquitos (Scalera et al. 2012).

#### a. Capacidade invasora e invasibilidade das comunidades vegetais

Para Pyšek & Richardson (2006) e Rejmánek et al. (2013) existem duas questões prementes na ecologia das invasões. A primeira delas: “Quais as espécies que se tornarão invasoras e em que condições?”. A segunda questão: “Quais os ecossistemas, e que características têm, que os tornam resistentes ou propensos a ser invadidos?”. De facto, o número de espécies exóticas que conseguem estabelecer-se e dispersar é alvo do interesse dos investigadores

## I – Introdução

(Simberloff 2010), alguns focam-se na capacidade invasora das plantas, outros nas características ambientais das comunidades (invasibilidade), e mais recentemente os modelos começaram a integrar ambos os conceitos (Richardson & Pyšek 2006).

Uma das primeiras tentativas de previsão da **capacidade invasora** aplicável a plantas na Europa foi a *regra dos dez* (tens rule), que estabelece que cerca de 10% das espécies importadas passam a ocorrer de forma casual (introdução), 10% dessas estabelecem-se (naturalização) e 10% das espécies naturalizadas dispersam e tornam-se invasoras (Williamson & Fitter 1996; Richardson & Pyšek 2006). Apesar das exceções à regra serem comuns, continua a ser uma ferramenta bastante útil pois fornece um número de referência e permite perceber a existência de barreiras entre as diferentes fases do processo de invasão (Lockwood et al. 2007; Davis 2009; Richardson & Pyšek 2006; 2012). A facilidade com que uma espécie exótica transita entre as distintas fases determina a sua capacidade invasora, que pode ser maior ou menor consoante os atributos biológicos (Rejmánek 2011). Na meta-análise que incluiu 125 plantas invasoras e 196 não invasoras, Van Kleunen et al. (2010) verificou que as plantas invasoras obtiveram valores superiores num conjunto de categorias analisadas (fisiologia, taxa de crescimento, entre outras), e que lhes conferem um melhor desempenho face às exóticas não invasoras. Por exemplo, a capacidade fotossintética por unidade de massa foliar (fisiologia) é frequentemente associada positivamente à área específica foliar, a qual se associa a elevadas taxas de crescimento relativo, que podem conduzir por sua vez a uma elevada produção anual de biomassa e de sementes, independentemente da região biogeográfica ocupada. A fenologia (Goday et al. 2009) e as características morfológicas das sementes são também factores cruciais na invasão e determinam a facilidade com que estas são transportadas pelo vento ou animais (Blondel et al. 2010). Aliás, muitas das plantas exóticas dependem do estabelecimento de relações mutualistas com o *biota* local, tanto com agentes polinizadores como dispersores de sementes, ou microrganismos que estabelecem simbioses com as raízes, de modo a avançar nas distintas etapas do processo de invasão (Richardson & Pyšek 2012). Outros factores poderão dissimular diferenças na capacidade invasora das plantas, como o tempo de residência e a pressão de propágulos (Rejmánek et al. 2013). Quanto maior o tempo de residência, desde a introdução da planta e maior o número de propágulos disponíveis (p. ex. banco de sementes) que pode ser disperso e originar novas populações, maior a probabilidade de invasão (Richardson & Pyšek 2006; 2012).

Dos modelos propostos para entender as invasões biológicas com base nas características das comunidades, destaca-se o de Lonsdale (1999). Este considerou que a **invasibilidade** é uma propriedade intrínseca e representa a susceptibilidade do habitat à invasão. Esta pode

ser determinada fazendo o balanço entre a imigração e a extinção, através de uma simples equação:  $E=IS$ , em que o número de espécies exóticas numa região (E) é igual ao produto entre o número de espécies introduzidas (I) e a taxa de sobrevivência das mesmas devido a competição com a vegetação nativa, herbivoria, organismos patogénicos, eventos estocásticos (p. ex. períodos de seca ou fogo) e inadaptação ao local (S).

A invasibilidade, determinada por limitações bióticas e abióticas, supõe que a pressão de propágulos é constante, ou seja, um habitat que, devido às suas propriedades, tenha baixa invasibilidade, pode ser invadido quando a pressão de propágulos aumentar, e vice-versa (Chytrý et al. 2012). O modelo destaca-se principalmente por evidenciar a importância da pressão de propágulos e por distinguir a invasibilidade de uma região, habitat ou comunidade do número ou proporção de espécies invasoras aí presentes, ou seja, do nível de invasão (Richardson & Pyšek 2006; Chytrý et al. 2008). No estudo de Chytrý et al. (2008), verificou-se que à escala regional o nível de invasão é determinado sobretudo pelo tipo de habitat e menos pela pressão de propágulos ou do clima, e que os habitats perturbados pelo homem ou que possuem, pelo menos temporariamente, maior riqueza de nutrientes disponíveis, são mais susceptíveis à invasão, apoiando a teoria da oscilação de recursos (Davis et al. 2000).

Para Davis et al. (2000), o factor-chave que controla a invasibilidade é a **oscilação na disponibilidade de recursos** numa comunidade vegetal. Segundo esta teoria amplamente aceite, e que integra os conceitos de capacidade invasora e invasibilidade, o sucesso invasor de uma planta será maior numa comunidade onde as espécies residentes não compitam intensamente por recursos como luz, água e nutrientes. A disponibilidade de recursos aumenta quando a vegetação residente reduz o seu consumo, por exemplo devido a perturbação com dano ou eliminação da vegetação (herbivoria, pragas ou doenças que provocam mortalidade), ou quando o fornecimento de recursos ocorre a um ritmo maior do que o consumo feito (aumento da disponibilidade hídrica em anos húmidos, eutrofização em consequência do aumento da quantidade de nutrientes, e aumento da quantidade de luz para a vegetação dos estratos inferiores após a remoção do coberto arbóreo (Davis et al. 2000). Assim, quando aumenta a quantidade de recursos disponíveis, aumenta também a vulnerabilidade da comunidade à invasão, principalmente se coincidir com a disponibilidade de propágulos viáveis da espécie invasora (Richardson & Pyšek 2006; Fernandes 2008). Um corolário importante desta teoria é que a susceptibilidade de uma comunidade à invasão não é um atributo estático ou permanente, mas antes uma condição que pode variar ao longo do tempo, ou seja, a invasibilidade altera-se de ano para ano, ou no decorrer do mesmo ano, em função das oscilações na disponibilidade de recursos (Davis et al. 2000).

## **I – Introdução**

Conceptualmente pode quantificar-se a invasibilidade como sendo a probabilidade de estabelecimento de cada propágulo novo que chega à comunidade, ou o aumento de biomassa ou de cobertura das plantas invasoras no novo ambiente, num dado período de tempo, sob uma determinada pressão de propágulos (Davis et al. 2000; 2005).

Numa tentativa de perceber que tipos de habitat seriam mais invadidos, Chytrý et al. (2008a) compilaram informação sobre plantas exóticas proveniente de vários levantamentos fitossociológicos de três regiões da Europa com climas distintos (Catalunha – submediterrâneo, República Checa – subcontinental e Reino Unido - oceânico). Concluíram que apesar da composição florística ser diferente, os tipos de habitat invadidos eram semelhantes entre si, isto é, os habitats com maior proporção de plantas exóticas têm por norma solos mais ricos em nutrientes e experienciam perturbações frequentes, antrópicas ou naturais, o que confirma mais uma vez a teoria de Davis et al. (2000). Por outro lado, os habitats com menor proporção de espécies exóticas apresentam condições ambientais adversas, como baixas temperaturas ou secas prolongadas, solos com baixo teor de nutrientes associados a perturbações pouco frequentes ou inexistentes, nomeadamente turfeiras, pastagens alpinas e vegetação esclerófila mediterrânica, entre outros.

À escala global parece haver uma correspondência entre os habitats onde as plantas ocorrem como nativas e os habitats onde estas se tornam invasoras, isto é, os habitats que fornecem mais plantas invasoras são também mais susceptíveis a ser invadidos (Kalusová et al. 2013).

### **b. Espécies invasoras na Europa e em Portugal**

O projecto DAISIE (Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe) foi lançado pela Comissão Europeia (2005-2008) com o propósito de inventariar as espécies exóticas que são ameaça para os ecossistemas terrestres, dulçaquícolas e marinhos europeus, de modo a entender os factores envolvidos na invasão por espécies exóticas (Hulme et al. 2009). Estima-se que na Europa as espécies exóticas invasoras tenham provocado prejuízos no valor de 12 mil milhões de euros por ano nos últimos 20 anos (Kettunen 2009 in CEC 2013).

A Estratégia de Biodiversidade para 2020 adoptada em 2011 pela Comissão Europeia (CEC 2011) reconhece que as espécies exóticas invasoras representam uma ameaça importante para a biodiversidade na União Europeia (UE), e a menos que sejam tomadas medidas sérias, é provável que esse risco venha a aumentar no futuro. Assim, a redução da pressão causada pelas exóticas invasoras constitui uma das 6 metas incluídas na Estratégia que prevê que:

*"Até 2020, as espécies exóticas invasoras e as suas vias de introdução serão identificadas e classificadas por ordem de prioridade, as espécies prioritárias serão controladas ou erradicadas e as vias de introdução serão geridas de forma a impedir a introdução e o estabelecimento de novas dessas espécies."*

Actualmente, e no seguimento desta Estratégia, a União Europeia publicou o Regulamento (UE) n.º 1143/2014 do Parlamento Europeu e do Conselho de 22 de Outubro de 2014, relativo à prevenção e gestão de espécies exóticas invasoras. Entrou em vigor em Janeiro de 2015 e estabelece regras para impedir, minimizar e atenuar os impactes adversos na biodiversidade da introdução e propagação, de forma intencional e não intencional de espécies exóticas invasoras na União. O documento reconhece que existem cerca de 12.000 espécies exóticas na Europa, das quais 10 a 15% são consideradas invasoras, representando uma das principais ameaças à biodiversidade e aos serviços do ecossistema, na saúde humana e na segurança, bem como tendo outros impactes sociais e económicos.

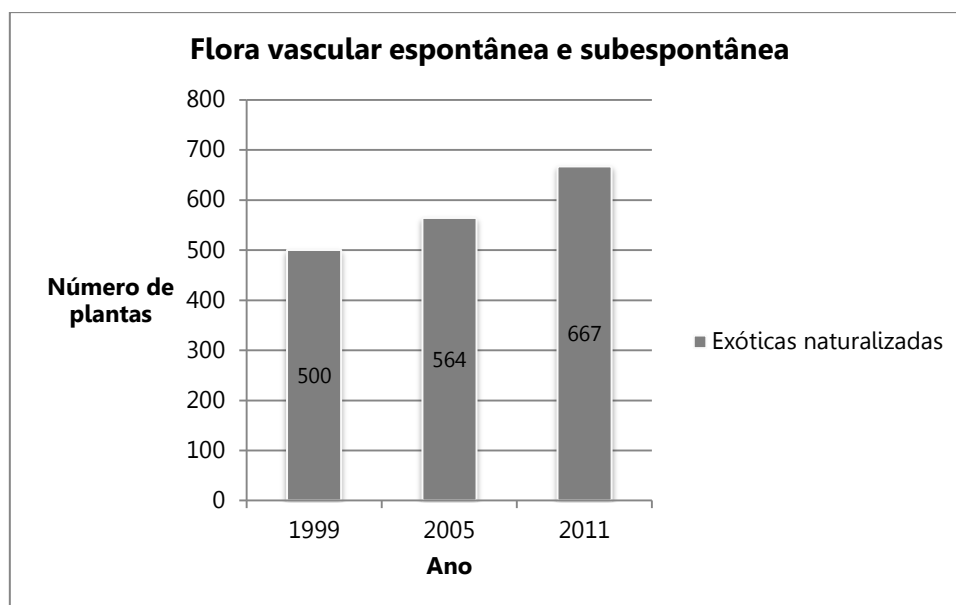
O regulamento incorpora os princípios da Convenção sobre a Diversidade Biológica, aprovada pela Decisão 93/626/CEE do Conselho. Para tal será dada prioridade às 37 espécies exóticas invasoras incluídas pelos Estados-Membros na "Lista da União", tendo por base avaliações de risco e provas científicas, onde se inclui *Eichhornia crassipes* e *Myriophyllum aquaticum*, presentes em Portugal. As espécies listadas, sujeitas a actualização pela Comissão em intervalos não superiores a 6 anos (artigo 4º), não poderão ser introduzidas no território da União, mantidas, criadas, transportadas, comercializadas, utilizadas ou libertadas no ambiente (artigo 7º).

Após a adopção da lista da União (Regulamento de Execução (UE) 2016/1141 da Comissão de 13 de Julho de 2016), os Estados Membros ficam responsáveis por criar e estabelecer um plano ou conjunto de planos de acção para controlar as vias de introdução que exigem uma intervenção prioritária (artigo 13º), bem como estabelecer um sistema de vigilância para detecção precoce e erradicação rápida (artigo 14º), e implementar medidas de gestão eficazes para as espécies exóticas invasoras propagadas em grande escala no seu território (artigo 19º). Os Estados-Membros deverão ainda tomar medidas de recuperação dos ecossistemas invadidos, excepto se a análise custo-benefício demonstre que os custos dessas medidas serão elevados e desproporcionais face aos benefícios da recuperação (artigo 20º).

O número de espécies de plantas exóticas em Portugal continental tem aumentado muito ao longo dos dois últimos séculos, sobretudo nas últimas décadas (Almeida & Freitas 2000). Estes autores (2000) reconheceram 500 espécies exóticas naturalizadas (**Figura 4**), das quais

## I – Introdução

perto de uma centena foram consideradas invasoras “perigosas” ou “muito perigosas”. O último levantamento efectuado aponta 667 espécies exóticas mais ou menos naturalizadas (Almeida & Freitas 2012), representando cerca de 18% do total da flora vascular de Portugal continental, face aos 15% de 1999 e 17% de 2005.



**Figura 4** – Número de exóticas mais ou menos naturalizadas em Portugal continental nos anos de 1999, 2005 e 2011

Fonte: Almeida JD & Freitas H (2000; 2001; 2006; 2012)

É possível constatar que nos seis anos decorridos entre 1999 e 2005 o acréscimo de plantas exóticas foi de 64 novas *taxa*, enquanto no período decorrido entre 2005 e 2011 foi de 103, cerca do dobro do número anterior, evidenciando assim uma tendência crescente que ascende actualmente a 670 (Marchante et al. 2014).

O Decreto-Lei n.º 565/99 de 21 de Dezembro regulamenta a introdução na natureza de espécies exóticas da flora e da fauna, tendo sido proibida a disseminação ou libertação na Natureza de espécimes de espécies não-indígenas. Do mesmo modo, proíbe o cultivo, a criação ou a detenção em local confinado e a utilização como planta ornamental, de espécimes das 29 espécies de plantas constantes do anexo I identificadas como invasoras, nas quais se incluem *Acacia dealbata*, *Ailanthus altissima*, *Hakea sericea*, entre outras.

Novoa et al. (2014) identificaram sete espécies da família *Cactaceae* como sendo invasoras em Portugal, e apesar da legislação referir uma delas (*Opuntia ficus-indica* = *O. maxima*; Berthet 1990), não está classificada como invasora. No entanto, existem outras espécies invasoras problemáticas que em 1999 não foram incluídas na legislação, p. ex. *Agave americana* (**Figura 5**), *Arundo donax* ou *Cortaderia selloana*, que demonstram actualmente uma vasta distribuição pelo país (Marchante et al. 2014).





**Figura 5** – Invasão por *Agave americana* em zona litoral costeira  
(Praia da Falésia – Albufeira)

No culminar de uma década de acções de controlo de *Acacia dealbata* no Gerês, realizou-se em Novembro de 1999 o *I Encontro sobre Invasoras Lenhosas* com carácter transnacional e testemunhou o interesse desta problemática junto de técnicos e de investigadores (Fernandes 2008). A partir do ano de 2000 passaram a existir iniciativas de sensibilização ambiental e acções de controlo de plantas invasoras apoiadas pelos municípios, parques naturais, universidades e organizações não-governamentais (Silva et al. 2015), o que tem, aos poucos, contribuído para o aumento da percepção do problema por parte de diferentes públicos-alvo.

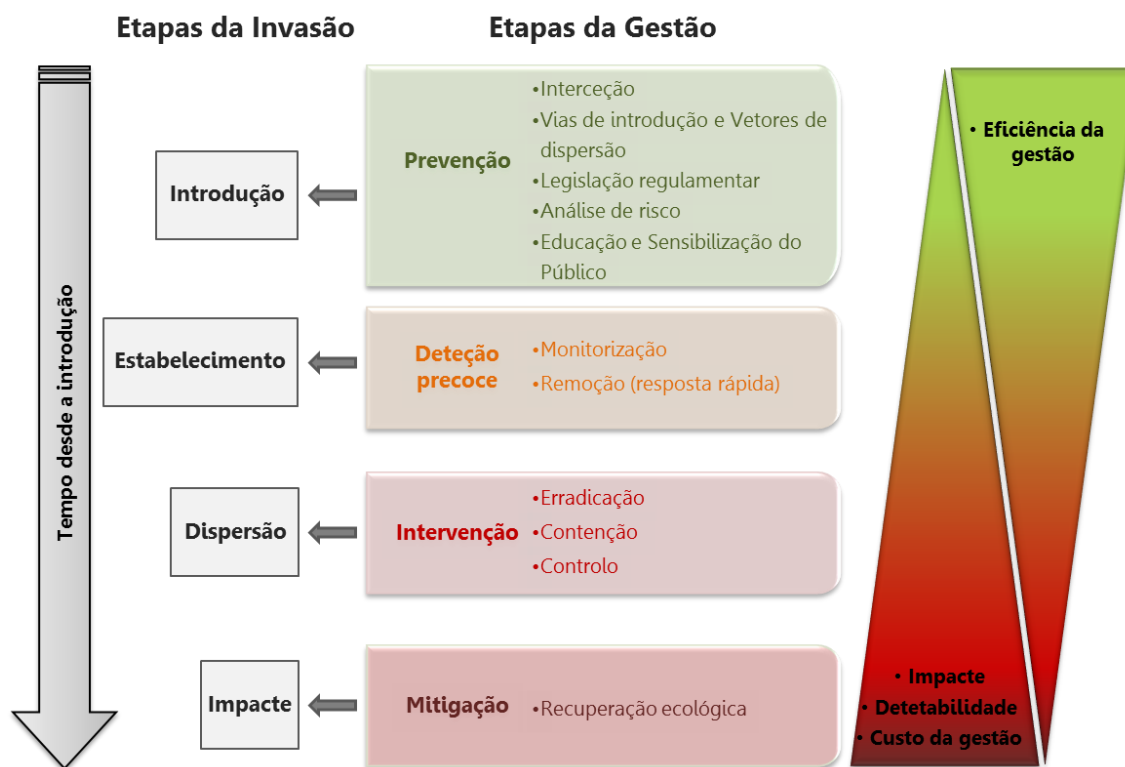
### **c. Como gerir**

São várias as situações em que é necessário gerir áreas invadidas, seja por terem interesse para a conservação, para produção agrícola ou florestal, ou mesmo estruturas lineares que carecem de intervenção frequente (rede rodoviária, ferroviária e eléctrica). Porém, muitas vezes, devido a um planeamento deficiente e uso de práticas menos adequadas, as acções não são eficazes nem sustentáveis no tempo.

Efectivamente, o delineamento e implementação de um plano de gestão de espécies invasoras é, por norma, um processo moroso e muito dispendioso, e o adiamento da sua execução conduz ao agravamento das situações e por consequência ao aumento dos custos (Simbeloff et al. 2013).

## I – Introdução

O Regulamento (UE) n.º 1143/2014 estabelece as seguintes etapas sequenciais: prevenção, detecção precoce e resposta rápida, erradicação, contenção ou controlo e mitigação dos impactos (recuperação dos ecossistemas danificados). Para Hulme (2006) é possível estabelecer uma associação entre as etapas de gestão e as etapas de invasão: introdução, estabelecimento, dispersão e impacto (**Figura 6**).



**Figura 6** – Relação entre as etapas de invasão e as etapas de associados aos custos e eficiência  
Fonte: Adaptado de Simberloff et al. (2013), Pyšek & Richardson (2010) e Hulme (2006).

A **prevenção**, que deve ser considerada prioritária, é a estratégia de gestão mais eficiente e envolve medidas para impedir a introdução de novas espécies potencialmente invasoras (Wittenberg & Cock 2001). Estas podem passar pela intercepção de espécies na fronteira, identificar as vias de introdução e vetores de dispersão para assim reduzir a pressão de propágulos e evitar que as espécies consigam estabelecer-se e dispersar, ou no caso de uma introdução intencional, realizar previamente análises de risco para determinar o potencial de invasão das espécies exóticas (Pyšek & Richardson 2010; Marchante 2011; Simberloff et al. 2013; Blackburn et al. 2014). A prevenção pode ainda ser apoiada através de legislação que regulamente a aplicação de restrições e investimento em acções de educação ambiental, sensibilização e informação do público (Marchante 2011; Marchante et al. 2014).

A **detecção precoce** e **resposta rápida** deverão, idealmente detectar espécies com potencial invasora ou invasoras enquanto a distribuição ainda é limitada (Marchante et al. 2008a; 2014). A estratégia deve focar-se principalmente em manchas pequenas, e a remoção (resposta rápida) deve ser precedida de um breve levantamento da população para garantir que não ficam manchas ou indivíduos isolados por tratar, e que inviabilizaria a hipótese de erradicação (Marchante 2011). Embora difícil de executar, é o tipo de solução que permite a remoção com uma boa relação custo-benefício, implicando menores riscos ecológicos do que uma remoção mais tardia (Caixa 1 e 2). Ainda assim, o risco de re-invasão contínua a ser elevado, sendo necessário continuar a **monitorização** e eventualmente intervir se for necessário (Simberloff et al. 2013).

A **erradicação** consiste na remoção de todos os indivíduos de uma determinada espécie exótica, incluindo o banco de sementes, de um dado local (Hulme 2006; Marchante 2011). As melhores candidatas para uma erradicação bem-sucedida têm distribuição limitada, são facilmente detectáveis, os bancos de sementes têm curta duração e baixa capacidade de dispersão, e os métodos de controlo adequados são conhecidos (Brunel et al. 2013). A erradicação é possível em áreas invadidas com menos de 1 ha; diminuindo a probabilidade para 1/3 em áreas entre 1-100 ha e para 1/4 em áreas entre 101 a 1.000 ha (Rejmánek et al. 2013). Ainda assim, é uma opção menos onerosa que o controlo da espécie a longo-prazo, e facilita a recuperação das espécies nativas (Simberloff et al. 2013). Contudo, a implementação pode ser dificultada porque os gestores e *stakeholders*, nem sempre aceitam agir quando a planta ainda não constitui um problema evidente.

#### **Caixa 1. Custo - benefício da detecção precoce e resposta rápida**

*Caulerpa taxifolia* é uma alga marinha que foi introduzida na Bacia do Mediterrâneo, Califórnia e Austrália (GISD 2015).

Na Bacia do Mediterrâneo, foi detectada uma mancha de 1m<sup>2</sup> no Mónaco em 1984, junto ao Museu Oceanográfico, que passou a 1 ha em 1989 e se foi estendendo à costa Este de França, Espanha e ilhas Baleares e estreito de Sicília (Itália); em 1995 foi detectada na Croácia, no mar Adriático e em 2000 na Tunísia (DAISIE 2008). A inacção fez com que esta alga dispersasse por toda a costa Mediterrânica, ocupando mais de 13.000 ha, sendo agora impossível, com a tecnologia disponível, erradicá-la (GISD 2015; Simberloff et al. 2013). Os impactes sociais e económicos reflectem-se num menor número de capturas de peixe, devido à redução de habitat, dificuldade da navegação (CABI 2015).

Na Califórnia, esta alga foi detectada a 12 de Junho de 2000, e 17 dias após iniciou-se uma campanha de contenção e erradicação que custou cerca de 7.000.000 dólares (USD), a última mancha de *C. taxifolia* foi avistada em Novembro de 2002 (Woodfield et al. 2006; Anderson 2005); na Austrália (Adelaide) também erradicaram esta espécie com um custo de 6-8.000.000 dólares (AUS) (GISD 2015; Simberloff et al. 2013).

### Caixa 2. *Salvinia molesta* - exemplo de sucesso em Portugal

O feto-aquático *Salvinia molesta*, originário do Brasil consegue em condições ideais duplicar a população e formar tapetes flutuantes densos com 10-20 cm de espessura, sendo das piores espécies invasoras do Mundo (Luque et al. 2014).

Comercializado em supermercados e viveiros como planta para aquários, foi identificada numa pequena barragem de uma propriedade rural em Odemira no final de 2008, e rapidamente se propagou (Município de Odemira 2009)

Ainda de acordo com o Boletim Municipal – Notícias de Odemira n.º 117 (2009), valeu a preocupação da neta do proprietário da barragem, aluna do ensino secundário e membro do Clube de Ciências da Escola Secundária de Odemira que levou o caso à professora e coordenadora do clube, que por sua vez contactou a Universidade de Lisboa, e que confirmou a identidade da planta e o risco que a bacia do rio Mira corria caso a planta alastrasse. Assim, o Município de Odemira alocou meios para, ao longo de um mês, remover as plantas da barragem; a Associação dos Beneficiários do Mira assumiu as operações de vigilância. Actualmente a situação desta barragem está controlada, constituindo um caso de detecção precoce e resposta rápida que culminou na aparente eliminação da planta invasora em Portugal.

Quando a erradicação deixa de ser viável, resta como solução a **contenção** ou o **controlo**, normalmente a longo prazo.

A **contenção** tem como objectivo restringir a expansão da planta invasora e mantê-la dentro de um determinado limite geográfico, realizando acções de controlo numa área tampão em torno da área onde a planta deverá ficar contida. Esta opção resulta melhor em espécies que dispersam lentamente e a curtas distâncias e onde a utilização de barreiras naturais pode, e deve ser aproveitada, nomeadamente montanhas, rios, entre outros. Em alternativa, poderá optar-se pela contenção enquanto se avalia o custo-benefício das restantes hipóteses, isto é, optar pela erradicação, controlo ou simplesmente “não fazer nada” (Hulme, 2006).

O **controlo**, cujo propósito passa a ser a redução das áreas invadidas para níveis aceitáveis, deverá ser precedido de um planeamento rigoroso (Hulme 2006), onde se definem o(s) alvo(s) e objectivos pretendidos, (conservação ou recuperação), tendo em atenção o orçamento disponível para as diferentes fases, de forma a ser exequível. Independentemente da metodologia escolhida, para que se atinja um nível de controlo satisfatório é fundamental que

sejam sempre incluídas as seguintes fases sequenciais: 1) **Controlo inicial** - visa a redução drástica das populações, sendo a fase que implica normalmente os custos mais elevados; 2) **Controlo de seguimento** - consiste no acompanhamento frequente das áreas controladas, para detecção e controlo, se necessário, da regeneração por rebentamento de touça ou raiz, germinação de sementes, etc.; 3) **Controlo de manutenção** - visa o controlo eficaz de focos

esporádicos da espécie invasora a longo prazo, sendo a fase que envolve, por norma, os custos mais baixos. Ignorar o controlo de seguimento e de manutenção pode culminar no agravamento da invasão.

Os métodos de controlo mais utilizados, e que podem também ser utilizados na erradicação e contenção são: o controlo físico (arranque, corte, descasque, etc.); controlo químico (uso de herbicidas por injeção, “pincelagem” da touça, pulverização, etc.); controlo biológico<sup>1</sup> (utilização de inimigos naturais, normalmente oriundos da região nativa da espécie invasora) e fogo controlado. Por norma, para aumentar a probabilidade de sucesso, opta-se por uma combinação de várias metodologias, sendo importante realizar as acções de controlo durante os estágios mais vulneráveis no ciclo fenológico de cada planta, por técnicos que garantam a correta aplicação das metodologias (Marchante et al. 2014).

Em Portugal, são frequentes as acções de controlo físico e/ou químico, quando possível combinadas com controlo manual de *Acacia dealbata*, *A. longifolia*, *A. melanoxylon*, *A. saligna*, *Arundo donax*, *Ailanthus altissima*, *Carpobrotus edulis*, *Eichhornia crassipes*, *Hakea sericea* e *Pittosporum undulatum* (Brunel et al. 2013). A monitorização das acções de controlo é essencial para avaliar o sucesso da metodologia seleccionada e ajustá-la em caso de necessidade.

A **mitigação** tem como foco as espécies nativas ameaçadas em vez das espécies invasoras (Wittenberg & Cock, 2001) e visa reduzir os impactes percebidos pelo público (Hulme 2006). As intervenções de mitigação são habitualmente utilizadas para conservar espécies em perigo de extinção e podem incluir técnicas de engenharia natural, reintrodução de espécies nativas ou na sua forma mais extrema pode envolver a translocação de uma população viável para um ecossistema não invadido ou reabilitado (Wittenberg & Cock, 2001).

O controlo de plantas invasoras é deveras uma tarefa morosa e complexa, e nem sempre o êxito é alcançado, pelo que a persistência é essencial e frequentemente o segredo para o sucesso (Marchante et al. 2014). Independentemente da acção culminar em sucesso ou fracasso, devem divulgar-se os resultados obtidos, só assim será possível aprender com os sucessos e fracassos em futuras acções de gestão.

---

<sup>1</sup> Em Portugal, depois de vários anos de testes (Marchante et al. 2011a), foi libertado no final de 2015 o primeiro agente de controlo biológico (*Trichilogaster acaciaelongifoliae*) para acácia-de-espigas (*Acacia longifolia* (Andrews) Willd.)

### **d. O contributo (sin)fitossociológico no controlo ecológico das plantas invasoras**

Pyšek et al. (2004), entre outros, consideram que a investigação na área da ecologia das invasões se desenvolveu de forma dissociada da ecologia da vegetação, no que diz respeito à sucessão das comunidades, criando-se, assim, um fosso entre duas das áreas da ecologia mais dinâmicas da actualidade; segundo Richardson & Pyšek (2006), este tem vindo a ser colmatado, pelo que é expectável que a incorporação dos conhecimentos provenientes da ecologia da vegetação, e de outras subdisciplinas, permita tornar a ecologia das invasões mais quantitativa e preditiva (Davis et al. 2001). Richardson & Pyšek (2008), seguindo a senda traçada por Charles Elton, identificaram algumas áreas disciplinares com as quais a ecologia das invasões deveria ter maior proximidade, sendo mutuamente benéfico, nomeadamente a biologia da conservação e a biogeografia, entre outras.

Desde Schouw, em 1823, a biogeografia é uma disciplina que se reforçou através de vários estudos e trabalhos que se têm dedicado à distribuição dos seres vivos na Terra (Rivas-Martínez 2005, 2007). Esta disciplina, cujo desenvolvimento se deve também ao Prof. Rivas-Martínez, relaciona o meio físico com o biológico recorrendo a dados procedentes da corologia vegetal, da fitossociologia, bem como da informação gerada pela geografia, geologia, pedologia, bioclimatologia, entre outras (Ladero Alvarez et al. 1987; Rivas-Martínez, 2007). Um dos seus principais objectivos é o estabelecimento de um modelo tipológico hierárquico do território (Costa et al. 1998). As principais unidades biogeográficas são por ordem decrescente: reino, região, província, sector, distrito, comarca, elemento de paisagem e tessela (Rivas-Martínez, 2007).

A biogeografia terrestre pode ser designada por fitogeografia devido à importância que as espécies e comunidades de plantas assumem na definição e delimitação das unidades biogeográficas (Rivas-Martínez et al. 2014). A tessela é a unidade biogeográfica elementar e refere-se a um espaço ou superfície de extensão variável, ecologicamente homogéneo, que possui um único tipo de vegetação natural potencial (climax) e, uma só sequência de comunidades de substituição (Rivas-Martínez 2005).

Alguns trabalhos já relacionam a biogeografia e a ecologia das invasões biológicas. A título de exemplo, refira-se que Pyšek & Richardson (2006) identificaram padrões geográficos associados às invasões, e Van Kleunen et al. (2010) testaram se a capacidade invasora está relacionada com as características das plantas e com regiões climáticas distintas. De salientar ainda que, na última década houve um incremento de estudos que utilizam dados de inventários florísticos para quantificar a presença de plantas invasoras nas comunidades

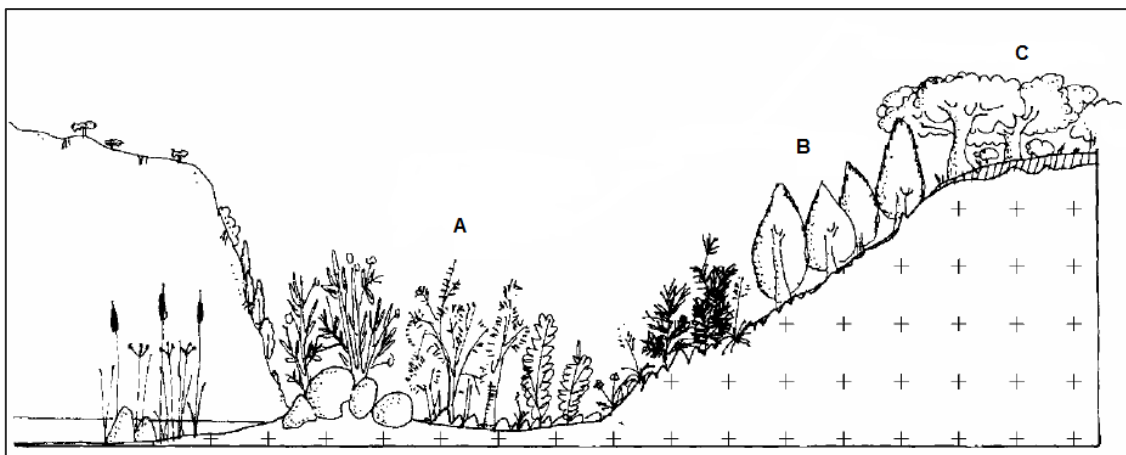
naturais e para identificar padrões e mecanismos que determinam a sua invasibilidade (Pyšek & Chytrý 2014). Porém, o conhecimento sobre a distribuição no espaço e dinâmica das espécies exóticas ainda é escasso, uma vez que a maioria dos levantamentos florísticos incide em áreas não invadidas por espécies exóticas, ou com baixo nível de invasão. Isto é, quando se estudam as comunidades florísticas é dada especial atenção às espécies nativas, sendo as exóticas muitas vezes consideradas como “ruído de fundo”, sendo, por conseguinte, ignoradas (Rouget et al. 2015). De acordo com estes autores, as plantas nativas associam-se em comunidades definidas com base em interações bióticas e abióticas, e os factores ambientais que definem os biomas existentes numa determinada área são os mesmos que condicionam a associação e distribuição das plantas exóticas.

Apesar de existirem técnicas eficazes para controlar invasoras e instalar plantas nativas, frequentemente, as intervenções não permitem reverter para a comunidade natural original, em especial em áreas densamente invadidas durante um longo período (Marchante et al. no prelo). Contudo, a recuperação das comunidades nativas para condições próximas do coberto vegetal potencial, poderá constituir uma barreira eficiente à colonização e expansão das espécies invasoras (Kettenring & Adams 2011). Neste sentido, o conhecimento detalhado da dinâmica das séries de vegetação, associado à ecologia das plantas invasoras, permitirá trilhar caminhos seguros, a fim de (re)estabelecer a vegetação natural e consequentemente impedir a re(invasão), através de processos ecológicos (Marchante et al. no prelo).

### **i. Séries de vegetação**

As séries de vegetação, também conhecidas por sigmetum, são a unidade básica da sinfitossociologia (fitossociologia dinâmica ou ciência da sucessão vegetal). Representam todo o conjunto de comunidades vegetais ou estádios que se podem observar num espaço físico homogéneo (tessela), como resultado do processo da sucessão, o que inclui tanto as qualidades mesológicas, geográficas e florísticas da associação representativa da etapa madura ou cabeça de série, como as associações iniciais ou subseriais que a substituem (Rivas-Martínez 2007). As séries podem ser climatófilas, edafoxerófilas ou edafo-higrófilas (**Figura 7**).

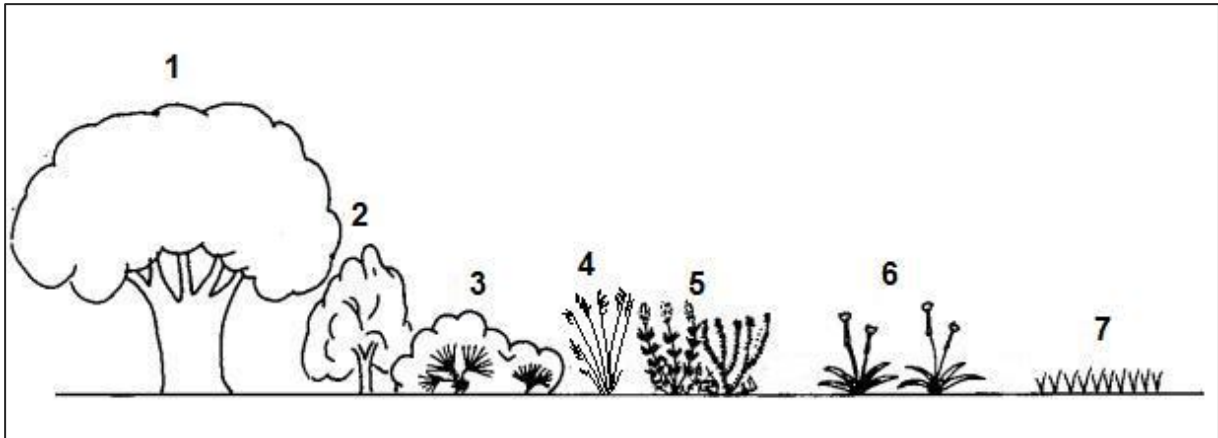
## I – Introdução



**Figura 7** – Representação dos diferentes tipos de série: A) Edafo-higrófila, B) Edafoxerófila e C) Climatófila  
Fonte: Capelo (2003)

As séries climatófilas correspondem à vegetação que se desenvolve em solos maduros de acordo com as condições mesoclimáticas do território, recebendo essencialmente água da chuva e por isso a influência de condições locais (p. ex., topografia, exposição, natureza edáfica, entre outras), não são muito marcantes (**Figura 8**). As séries edafoxerófilas ocupam solos/biótopos particularmente secos ou xerofíticos como litossolos, leptossolos, cascalheiras, cristas, encostas rochosas, falésias, tanto de natureza siliciosa como calcária (Rivas-Martinez 2011). Assim, em territórios chuvosos ocupam sempre os ambientes mais xerofíticos, enquanto nos ambientes mesófilos o domínio já pertence à vegetação climatófila, de composição florística diferente. Por exemplo, na maior parte dos territórios alentejanos, com potencial climático de sobreirais, quando ocorrem afloramentos rochosos instala-se um azinhal edafoxerófilo. As séries edafo-higrófilas representam a vegetação que ocupa solos e biótopos particularmente húmidos, situados normalmente nas margens dos rios, lagoas, áreas pantanosas ou salinas, onde a disponibilidade hídrica é superior ao que seria expectável de acordo com o ombroclima. Quando a hidromorfia edáfica e encharcamento é apenas temporal (poucos meses) aplica-se o termo tempori-higrófila (Rivas-Martínez 2007). As séries tempori-higrófilas, devido à topografia local, beneficiam da acumulação de água oriunda de escorrências superficiais e principalmente subsuperficiais, resultando num ligeiro encharcamento ou humidade edáfica extra durante a época mais chuvosa do ano (Rivas-Martínez 2011). A título de exemplo refira-se algumas planuras alentejanas confinantes com os cursos de água, onde marcam presença os carvalhais marcescentes de carvalho-cerquinho em contacto com a vegetação ribeirinha (freixiais, salgueirais e amiais) e na encosta com os sobreirais climatófilos.





**Figura 8** – Representação dos diferentes estádios sucessionais da série climatófila *Aro neglecti-Quercus suberis* S.

(1 - Bosque de *Aro neglecti-Quercetum suberis*; 2 - Matagal de *Phillyreo angustifoliae-Arbutetum unedonis*; *Junipero navicularis-Quercetum lusitanicae* (Distrito Sadense) 3 - Matos de *Cytisetum cabezudo*; 4 - Arrelvados vivazes de *Avenulo hackelii-Celticetum sterilis*; *Euphorbio transtaganae-Celticetum giganteae* (sector Ribatagano-Sadense) ou *Armerio macrophyllae-Celticetum giganteae* (sector Algarvico-Monchiquense); 5 - Matos baixos de *Erico umbellatae-Ulicetum welwitschiani*; *Halimio halimifolii-Stauracanthetum genistoidis* (areias mais profundas); *Genisto triacanthi-Stauracanthetum vicentini* (solos arenosos ou argilosos no Distrito Costeiro Vicentino); *Tuberario majoris-Stauracanthetum boivinii* (litossolos ferruginosos) ou *Thymo camphorati-Stauracanthetum spectabilis* (Distrito Promontório Vicentino); 6 - Arrelvado vivaz de *Herniario maritimae-Corynephorretum maritimi*; 7 - Arrelvado anual *Tolpido barbatae-Tuberarietum bupleurifoliae*

Fonte: Adaptado de Rivas-Martínez et al. (1980)

O conceito de minorissérie (minorisigmetum) é utilizado para as comunidades permanentes que devido a condições mesológicas próprias não conseguem alcançar a etapa madura mais avançada da série climatófila ou edafófila (edafoixerófila e edafo-higrófila) do território envolvente. Uma minorissérie possui etapas de substituição próprias e encontra-se com frequência em arribas costeiras muito expostas a maresia, dunas costeiras, canais fluviais, estuários e cumes montanhosos (Rivas-Martínez 2011).

Por fim, as permasséries (permasigmetum) são comunidades vegetais vivazes permanentes que ocupam biótopos excepcionais como os territórios polares, cumes de altas montanhas, territórios hiperáridos, dunas móveis, escarpas e superfícies rochosas, arribas litorais, margens de lagoas, entre outros (Rivas-Martínez 2007). A etapa madura corresponde a uma comunidade vascular vivaz, geralmente pouco estratificada, onde estão ausentes associações vivazes seriais não nitrófilas, isto é, somente as plantas vivazes pertencentes à comunidade madura conseguem prosperar e voltar a reorganizar a mesma comunidade vegetal, com o restabelecimento das condições do biótopo após perturbação.

## I – Introdução

Segundo Rivas-Martínez (2007), a etapa madura das séries climatófilas e edafófilas corresponde sempre a um bosque, que consoante a naturalidade ou grau de alteração distingue-se entre bosque primitivo ou pristino (que ainda não foi intervencionado pelo homem), primário ou potencial (encontra-se em equilíbrio com as condições mesológicas atuais do local e resulta da progressão sucessional) e secundário ou de substituição (ocupa a posição do bosque primário e deve-se a alterações do meio que resultam em sucessão secundária). A título de exemplo refira-se que a prática intensiva de uma agricultura secular continuada, nomeadamente no Alentejo, favoreceu as comunidades secundárias de azinhal em domínio climácico de sobreiral. Nos mesmos territórios em superfícies depressionárias, onde existe acumulação de água no solo, ocorrem comunidades secundárias edafo-higrófilas (p. ex. freixiais ou salgueirais).

Tomando por base os bioindicadores vegetais, pode-se numa fase inicial, proceder ao diagnóstico fito e (sin)fitossociológico de uma área invadida, para posteriormente se avaliar o estado de conservação do habitat e considerar essa informação no desenvolvimento da melhor estratégia a encetar (Marchante et al. no prelo). Será que a redução da planta invasora é suficiente para o restabelecimento das comunidades nativas, ou pelo contrário, será necessário intervir activamente como referem alguns especialistas (Simberloff et al. 2013; Gaertner et al. 2012)? Uma das (principais) razões do insucesso na recuperação ecológica de áreas invadidas é a humilde aposta em acções de revegetação (Kettenring & Adams, 2011). De forma a favorecer a recuperação, a selecção de plantas a utilizar deverá ter sempre em conta as séries de vegetação características do sector biogeográfico do local, assim como as exigências ecológicas da(s) planta(s) a controlar (Marchante et al. no prelo).

### **e. Objectivos**

O estudo levado a cabo na presente dissertação tem por base a capacidade invasora das plantas e a invasibilidade das comunidades vegetais, e pretende incorporar os fundamentos da biogeografia, com o objectivo principal de averiguar a relação de distribuição e potenciais riscos das plantas invasoras junto das comunidades naturais e semi-naturais terrestres do Sul de Portugal. Ou seja, pretende determinar como o comportamento invasor de uma espécie pode variar com os territórios biogeográficos e quais as condições ecológicas que podem favorecer a invasão por uma determinada planta.

Para tal, seleccionaram-se as principais plantas invasoras que representam ou podem vir a representar uma ameaça para as comunidades naturais e semi-naturais terrestres a Sul de Portugal, utilizando o rio Tejo como limite norte. De modo a obter uma amostragem representativa das diferentes comunidades existentes nesta região, utilizou-se um método de recolha de dados de campo assente numa estratificação de distintos factores ecológicos, que utiliza as unidades biogeográficas ao nível do sector.

Neste contexto, este trabalho pretende atingir os seguintes objectivos específicos:

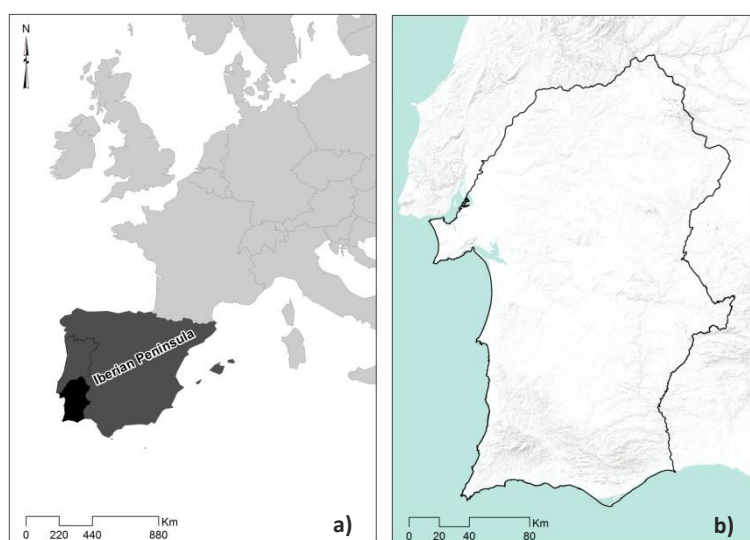
- 1) Reconhecer séries de vegetação com base na identificação das comunidades naturais e semi-naturais onde determinada planta invasora ocorre, utilizando bioindicadores vegetais;
- 2) Verificar a tendência de distribuição das plantas invasoras no território de acordo com as unidades biogeográficas, identificando as unidades mais e menos sujeitas a invasão;
- 3) Indicar quais as séries de vegetação mais ou menos susceptíveis à invasão tendo por base o número de registos com e sem plantas invasoras;
- 4) Estabelecer intervalos bioclimáticos e definir as condições ecológicas que potenciam o processo de invasão por cada uma das plantas;
- 5) Identificar áreas prioritárias para intervenção e propor medidas de gestão, tendo por base a informação sobre os requisitos ecológicos das plantas invasoras e respectivas estratégias de invasão, complementada com os dados recolhidos em campo.

## II. Materiais e Métodos

### a. Caracterização da área de estudo

#### ii. Enquadramento Territorial

A área de estudo situa-se no Sudoeste da Península Ibérica, mais propriamente na região a Sul do rio Tejo em Portugal, abrangendo 37.372 km<sup>2</sup> (**Figura 9**).



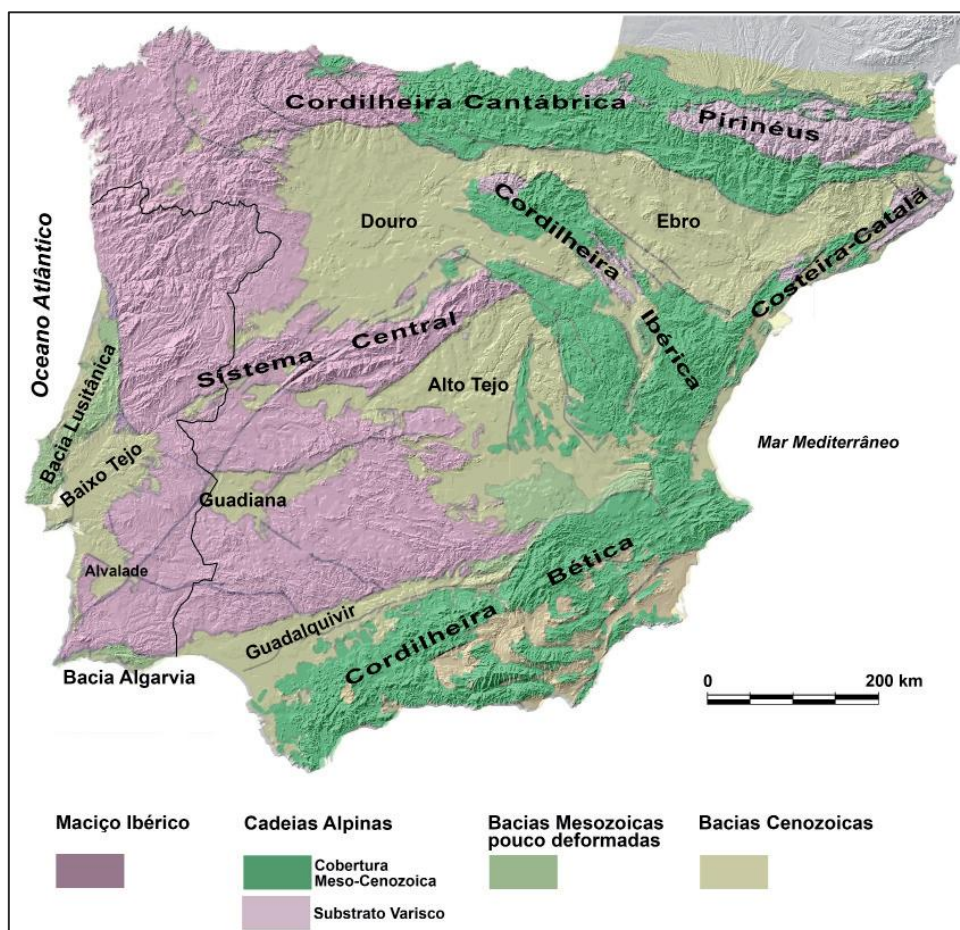
**Figura 9** – Localização da área de estudo na Europa (a) e em Portugal (b)  
Fonte: CAOP (2016)

#### iii. Geomorfologia

O território em estudo apresenta, segundo Pereira et al. (2014), as seguintes unidades geomorfológicas: Maciço Ibérico, também designado Hespérico, Maciço Antigo ou Meseta Sul, as Bacias Mesozóicas pouco deformadas e as Bacias Cenozóicas (**Figura 10**).

A área referente ao Maciço Ibérico caracteriza-se pela superfície aplanada entre os 200 a 300 m de altitude, sobre um substrato essencialmente metassedimentar, por vezes sobre granitóides e pontualmente sobre rochas máficas e ultramáficas (Pereira et al. 2014; Lema & Rebelo 1996). Nesta unidade, sobressaem alguns relevos residuais, nomeadamente as cristas quartzíticas da Serra de S. Mamede (1027 m), de orientação NW-SE e que contornam patamares em granito e xistos, e o maciço ígneo aflorante na Serra de Monchique (902 m) de sienite nefelínica (Pereira et al. 2014; Feio 1951). De assinalar ainda, as áreas elevadas das

serras do Caldeirão (589 m), Grândola (325 m) e Cercal (377 m) (Ribeiro et al. 2004), com um padrão de intensa rugosidade de xistos e grauvaques (Pereira et al. 2014), e o *horst* de Portel com orientação E-W que se levanta da peneplanície e separa as superfícies do Alto e Baixo Alentejo (Feio 1951). Por outro lado, o vale encaixado do Guadiana e troços finais dos seus afluentes cortam o planalto e nota-se um rebaixamento progressivo da superfície da Meseta no sentido do curso principal (Pereira et al. 2014).



**Figura 10** – Unidades morfoestruturais da Península Ibérica  
 Fonte: Pereira et al. (2014)

As Bacias Mesozóicas pouco deformadas encontram-se representadas no território em estudo pela Bacia Lusitânica (Orla ocidental) e pela Bacia Algarvia (Orla meridional). Para Pereira et al. (2014), a Bacia Lusitânica caracteriza-se essencialmente pela alternância de sedimentos clásticos aluviais e níveis marinhos essencialmente de calcários e margas, em que na área de estudo se destaca a serra calcária da Arrábida (estrutura monoclinial com 501 m). A Bacia Algarvia caracteriza-se pelos relevos essencialmente carbonatados do Jurássico da serra algarvia calcária, situados no prolongamento para Sul dos relevos xistosos do

## II – Materiais e Métodos

Caldeirão, e pelas colinas calcárias do Algarve (Barrocal), que separa geralmente a serra algarvia da plataforma litoral.

As Bacias Cenozóicas, por sua vez, encontram-se representadas na área de estudo pelas Bacias do Baixo Tejo e Alvalade, Bacia do Guadiana e Planícies Costeiras. As Bacias do Baixo Tejo e Alvalade estão separadas por um *horst* (Senhor das Chagas – Valverde), que apenas foi atravessado pelo rio Sado no Quaternário (Pais et al. 2013), e são representadas por planícies de enchimento aluvial contíguas, cujos níveis inferiores são relativos aos terraços e aluviões quaternários, e as superfícies mais antigas evidenciam erosão por incisão de curso de água (Pereira et al. 2014). De acordo com os mesmos autores, a Bacia do Guadiana, com reduzida representação em Portugal (Bacia de Elvas), é uma área aplanada que apresenta sedimentos cenozóicos, e as Planícies Costeiras (de origem marinha e aluvial) são também no geral superfícies aplanadas com altitudes inferiores a 100 m, ocupadas por sedimentos arenosos plio-quaternários. Segundo Pereira et al. 2014; Ribeiro et al. 2004; Lema & Rebelo 1996, no território em estudo, estão representadas a Península de Setúbal (destaque para a arriba fóssil da Costa da Caparica que limita o cordão litoral actual e uma plataforma interior plio-quaternária), a Costa Alentejana e Vicentina (plataforma de abrasão marinha que se estende desde o Baixo Sado até Sagres, com 110 km, e com largura variável, entre 5 e 15 km), o Litoral do Barlavento Algarvio (sector de plataforma elevada com sedimentos quaternários limitada por arriba muito recortada com pequenas praias abrigadas) e Litoral do Sotavento Algarvio (sector dominado pelo sistema lagunar e de ilhas barreira da ria Formosa).

### iv. Pedologia

Seguindo a informação disponível no Atlas Digital do Ambiente (2003) verifica-se existir na área de estudo um claro domínio dos luvisolos e litossolos (**Tabela 2** e **Anexo I**), ocupando mais de metade da mesma.

**Tabela 2** - Tipos de solo na área de estudo

<b>Solo</b>	<b>Caracterização</b>	<b>Localização</b>	<b>Área (%)</b>
<b>Luvissolos</b>	Acumulação de argila subsuperficial, resultante de processos pedogenéticos, em particular a migração de argila para horizontes subsuperficiais.	Desde o Alto até ao Baixo Alentejo, passando pelo Alentejo Central, ocupam também quase todo o barrocal algarvio e maciço arrabidense.	34,89
<b>Litossolos</b>	Solos pouco evoluídos, muito delgados e pedregosos,	Sobre os xistos do Alentejo Central e Baixo Alentejo [principalmente a E e SE,	26,66

<b>Solo</b>	<b>Caracterização</b>	<b>Localização</b>	<b>Área (%)</b>
	derivados de rochas consolidadas. Correspondem ao tipo Leptosolos na classificação da FAO (Sousa et al. 2004).	desde Juromenha, Barrancos, Sobral da Adiça, Mértola, Alcoutim, até aos solos salinos (solonchaques) de Castro Marim], abrangendo as serras do Caldeirão, Vigia, Grândola e Cercal.	
<b>Podzóis órticos</b>	Possuem um horizonte iluvial, de cor cinza resultante da acumulação de matéria orgânica e hidróxidos de ferro	Corresponde à charneca do Ribatejo, planície arenosa da Península de Setúbal, na parte superior da bacia do Sado e que se estende ao longo da franja litoral desde Comporta até ao Rogil, a N de Aljezur.	19,37
<b>Cambissolos</b>	Têm um desenvolvimento moderado, i.e., apresentam um horizonte subsuperficial com alterações de cor, estrutura e consistência relativamente ao material de origem.	Razoavelmente distribuídos pela área, destacando-se a ocupação do núcleo central da serra de São Mamede, a envolvimento da serra de Grândola e mais a S a ocupação da faixa litoral do Algarve, incluindo o Barlavento e a serra de Monchique.	12,37
<b>Vertissolos</b>	Solos com elevado teor de argila expansiva, que abrem grandes fendas quando secam no verão	Faixa de Serpa, Beja, Ferreira do Alentejo.	2,46
<b>Regossolos</b>	Solos pouco desenvolvidos derivados de materiais não consolidados.	Ocupam principalmente uma língua entre Tróia e Carvalhal e acompanham os podzóis da planície arenosa da Península de Setúbal e da charneca do Ribatejo.	1,66
<b>Solonchaques</b>	Têm um elevado teor de sais solúveis.	A jusante de Vila Franca de Xira, estuário do Sado, ria Formosa e Sapal de Castro Marim.	1,16
<b>Fluvisolos</b>	Solos pouco desenvolvidos, formados sobre depósitos recentes de origem fluvial, marinha ou lacustre.	A montante de Vila Franca de Xira e nas margens do rio Sorraia entre Couço até desaguar no rio Tejo.	0,92
<b>Planossolos</b>	Solos com horizonte subsuperficial pouco permeável alvo de encharcamento sazonal.	Ocorrem apenas numa mancha expressiva a Sudoeste de Beja.	0,51
<b>TOTAL</b>			<b>100</b>

Fonte: IUSS Working Group WRB (2015), Cancela d'Abreu et al. (2004)

## v. Climatologia

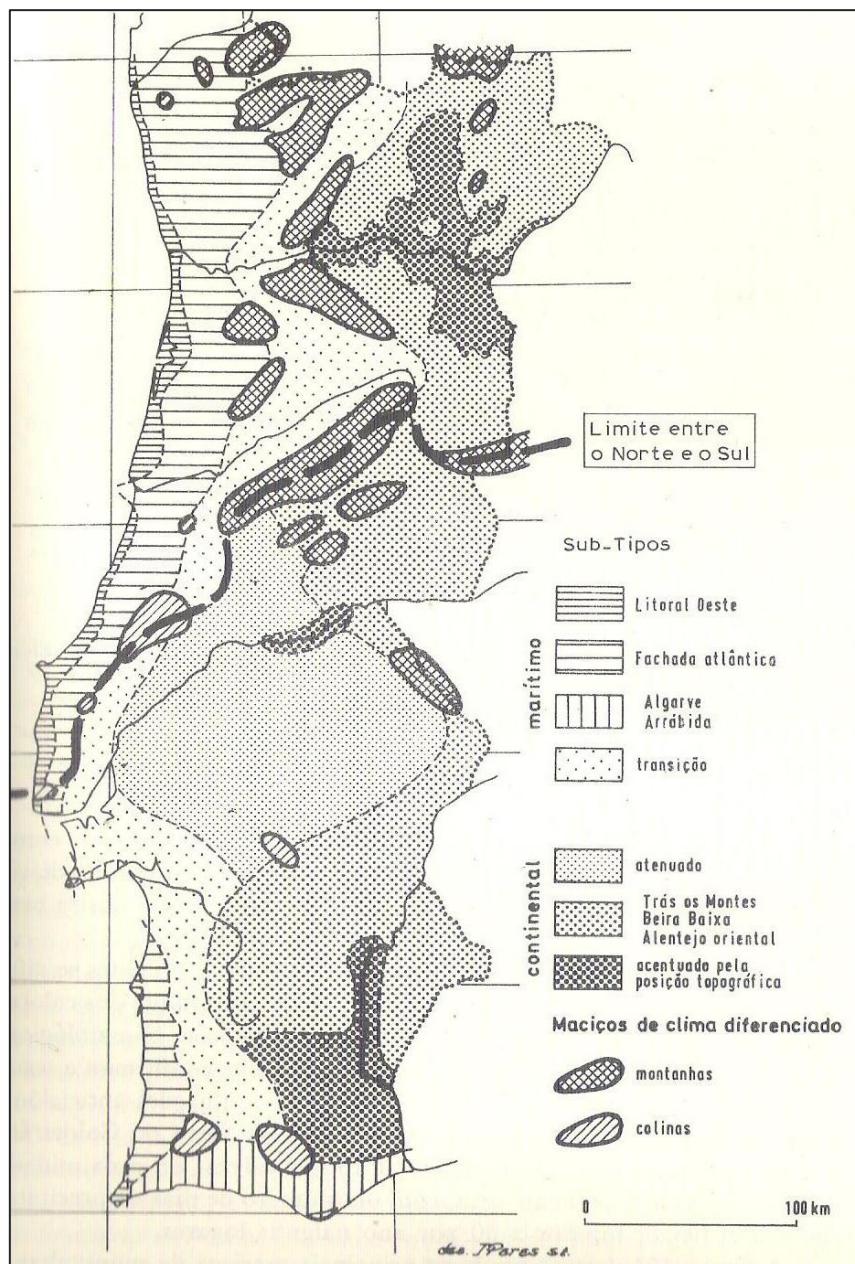
No que diz respeito ao clima, a distribuição da precipitação e temperatura na área de estudo apresenta elevada dependência do relevo e oceanidade. Por exemplo, só as serras de São Mamede e Monchique recebem 1000 mm enquanto na bacia do Guadiana e litoral algarvio desce até aos 400 mm. No cabo da Roca, em média, a amplitude térmica anual tem um valor



## II – Materiais e Métodos

próximo de 7 °C, relativamente aos mínimos e aos máximos diários, revelando que este local sofre durante todo o ano influência idêntica do oceano. Pelo contrário, em Elvas a amplitude anual, é em média, de cerca de 15 °C em relação ao mínimo matinal e de 21 °C em relação ao máximo da tarde (Ribeiro et al. 2004).

Segundo o mapa das regiões climáticas (**Figura 11**), a fachada algarvia e o rebordo meridional da Arrábida são marcados por um clima original, simultaneamente marítimo e abrigado das influências setentrionais, que se traduz numa vegetação tipicamente mediterrânea (Ribeiro et al. 2004).



**Figura 11** – Esboço provisório das regiões climáticas de Portugal  
Fonte: Daveau et al. (1985) in Ribeiro et al. (2004) - Geografia de Portugal, Volume II - O Ritmo Climático e a Paisagem, 4a edição, Lisboa, pág. 457.



Na costa alentejana e Sudoeste vicentino o clima é do tipo marítimo de fachada atlântica, com amplitudes térmicas reduzidas. Destaca-se a zona de Sagres e do Cabo de S. Vicente com um clima marítimo tipicamente litoral, com amplitude térmica muito atenuada, e nevoeiro de advecção frequente durante as manhãs de verão; só muito raramente são atingidas pelas vagas de calor continental (Ribeiro et al. 2004).

A leste desta faixa atlântica o clima dominante é marítimo de transição, nomeadamente a área que corresponde ao baixo vale do Sado, à vertente oriental das serras de Grândola e de Cercal e ao vale superior do rio Mira, assim como a Península de Setúbal. Estes são espaços que continuam largamente abertos às massas de ar marítimo, mas já de maneira indirecta, em que os dias ou períodos francamente atlânticos alternam com os de matiz continental, sendo as terras baixas frequentemente invadidas por nevoeiros persistentes (Ribeiro et al. 2004).

O clima do Ribatejo é continental atenuado, mas segundo os mesmos autores, apesar de já ser francamente continental, mantém laivos atlânticos, devido à fácil penetração do ar marítimo e à protecção constituída pela crista quartzítica de Ródão e pela serra de São Mamede.

Para Ribeiro et al. (2004), o vale do Tejo, entre Abrantes e a crista de Rodão, tem um clima nitidamente continental, tal como a região do Alentejo interior, apresentando forte amplitude diária de temperatura. A serra de São Mamede constitui uma excepção a este cenário, pois apresenta traços atlânticos (precipitações mais elevadas e temperaturas do ar mais amenas); a serra de Monfurado apresenta igualmente um clima diferenciado (Cancela d'Abreu et al. 2004).

O Baixo Alentejo apresenta características de continentalidade acentuadas pela posição topográfica e que se estendem até ao limite da serra algarvia (Ribeiro et al. 2004). A temperatura média anual é mais alta no vale do Guadiana e na faixa fronteiriça, comparativamente à zona mais ocidental (Cancela d'Abreu et al. 2004); destacam-se as serras de Monchique e Caldeirão cujo clima é significativamente diferente do das regiões circunvizinhas (Ribeiro et al. 2004).

Por fim, o Algarve possui uma localização geográfica privilegiada, está abrigado pelas serras Monchique e Caldeirão relativamente aos ventos de norte e noroeste e tem a envolvimento do oceano, o que lhe confere amenidade climática i.e., amplitudes térmicas reduzidas e maior

## II – Materiais e Métodos

humidade relativa, que determinam verões menos quentes a moderados e invernos tépidos (Cancela d’Abreu et al. 2004).

### vi. Biogeografia

Em termos biogeográficos, segundo Rivas-Martínez (2007), a área de estudo insere-se na Província Lusitano-Andaluza Costeira e Subprovíncia Luso-Extremadurensis, inseridas na Subregião Mediterrânea Ocidental e Região Mediterrânica.

Tendo por base o mapa produzido por Costa et al. (1998) fez-se uma adaptação de acordo com a proposta de Rivas-Martínez (2007), actualizada por Rivas-Martínez et al. (2014) – **Anexo II**. Assim, da Província Lusitano-Andaluza Costeira estão representados os sectores Algárvico-Monchiquense (Distritos Costeiro Vicentino, Promontório Vicentino, Algarviense e Serrano Monchiquense) e Ribatagano-Sadense (Distritos Arrabidense, Sadense e Ribatagano), enquanto da Subprovíncia Luso-Extremadurensis estão representados os sectores Mariânico (Distritos Badajoceno, Andevalense e Alentejano) e Toledano-Tagano (Distritos Cacerenho e Serrano Mamedano).

### vii. Bioclimatologia

No que diz respeito à bioclimatologia, a área de estudo insere-se no Macrobioclima Mediterrânico e no bioclima Pluviestacional Oceânico (Rivas-Martínez et al. 2011). De acordo com os mapas bioclimatológicos (Monteiro-Henriques 2010; Monteiro-Henriques et al. 2016), apresenta um Índice de Continentalidade (Ic) que vai desde o Eu-hiperoceânico atenuado até ao Euroceânico atenuado (**Anexo III.i**), insere-se nos andares termoclimáticos, definidos pelo Índice de termicidade (It), que variam desde o termomediterrâneo inferior ao mesomediterrâneo superior (**Anexo III.ii**), com uma variação ombrotérmica, definida pelo Índice ombrotérmico (Io), desde o seco inferior ao hiper-húmido inferior (**Anexo III.iii**).

### b. Espécies seleccionadas

Seleccionaram-se nove das espécies de plantas invasoras mais frequentes na área de estudo, em particular em áreas naturais e semi-naturais (Marchante et al. 2014): *Acacia dealbata*, *Acacia longifolia*, *Acacia pycnantha*, *Acacia saligna*, *Ailanthus altissima*, *Arundo donax*, *Cortaderia selloana*, *Hakea sericea* e *Opuntia maxima*. Com excepção de *A. donax*, *C. selloana* e *O. maxima*, todas são invasoras segundo o Decreto-Lei nº 565/99 de 21 de Dezembro (**Tabela 3**).

**Tabela 3** – Lista de plantas invasoras objecto deste estudo  
 (Ano do 1º registo – Ano do primeiro registo de naturalização; Tipo de exótica<sup>1</sup>: Agr - Agriófito; Arq - Arqueófito (ano de introdução anterior ao ano de 1500); Epe - Epecófitos (Kornas 1990 in Almeida & Freitas, 2000, 2006)

Espécie	Nome Comum	Família	Origem	Ano do 1º registo *	Tipo de exótica *	DL 565/99 **
<i>Acacia dealbata</i> Link	mimosa	<i>Fabaceae</i>	Sudeste da Austrália e Tasmânia <sup>(a)</sup>	1968	Agr	✓
<i>Acacia longifolia</i> (Andrews) Willd.	acácia-de-espigas	<i>Fabaceae</i>	Sudeste da Austrália <sup>(a)</sup>	1989	Agr	✓
<i>Acacia pycnantha</i> Benth	acácia	<i>Fabaceae</i>	Sudeste da Austrália <sup>(a)</sup>	1968	Agr	✓
<i>Acacia saligna</i> (Labill.) H. L. Wendl.	acácia	<i>Fabaceae</i>	Oeste da Austrália e Tasmânia <sup>(b)</sup>	1968	Agr	✓
<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle	espanta-lobos	<i>Simaroubaceae</i>	China Central, Taiwan e Coreia do Norte <sup>(c)</sup>	1962	Agr	✓
<i>Arundo donax</i> L.	cana	<i>Poaceae</i>	Ásia subtropical até bacia Mediterrânea <sup>(d)</sup>	a. 1500	Arq	-
<i>Cortaderia selloana</i> (Schult. & Schult.f.) Asch. & Graebn.	erva-das-pampas	<i>Poaceae</i>	América do Sul <sup>(e)</sup>	1955	Agr	-
<i>Hakea sericea</i> Schrader	háquea-picante	<i>Proteaceae</i>	Sul da Austrália <sup>(e)</sup>	1971	Agr	✓
<i>Opuntia maxima</i> Miller	figueira-da-Índia	<i>Cactaceae</i>	México <sup>(f)</sup>	1910	Agr	-

a) Paiva (1999); b) Sanz Elorza et al. (2004); c) Franco (1971); Muñoz Garmendia & Navarro (2010); d) Hardion et al. (2012); e) Marchante et al. (2014); f) Griffith (2004); \* Fonte: Almeida & Freitas (2006); \*\* - Presença (✓) ou Ausência (-) na lista de planta invasoras do DL 565/99 de 21 de Dezembro

Algumas destas plantas, nomeadamente *A. pycnantha*, *A. saligna*, *A. altissima*, *C. selloana* e *O. maxima*, foram consideradas epecófitos (Almeida & Freitas 2006). Porém, com o passar do tempo, têm vindo a surgir cada vez mais em áreas naturais e semi-naturais, razão que justifica a sua escolha para o presente estudo.

<sup>1</sup> A classificação de Kornas (1990) para as plantas exóticas naturalizadas pode ser simplificada deste modo: Arqueófito – planta introduzida antes de 1500 d. C.; Agriófito – planta introduzida depois de 1500 d.C. e que se estabeleceu em comunidades naturais ou semi-naturais; Epecófito – planta introduzida depois de 1500 d.C. e que se estabeleceu só em comunidades ruderais e/ou arvenses.

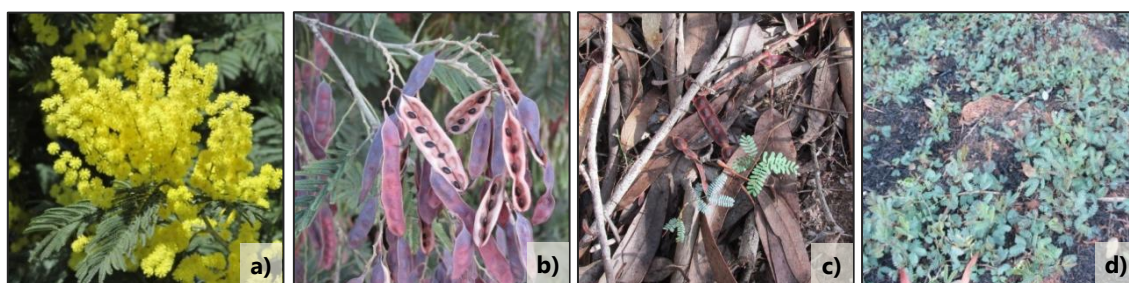
## II – Materiais e Métodos

### i. *Acacia dealbata* Link

*Acacia dealbata* é uma árvore de (6)12–15(30) m de altura, perenifólia, originária do Sudeste da Austrália e Tasmânia (Paiva, 1999). Tem as folhas recompostas, verde-acinzentadas, as flores são amarelo-douradas e muito perfumadas, as sementes têm funículo curto, esbranquiçado (**Figura 12**).

Floresce, normalmente, de Janeiro a Abril (Plantas invasoras em Portugal 2015), ocorrendo a maturação das sementes 5 a 6 meses depois (Maslin & McDonald 2004). Adaptada a climas temperados com precipitação na ordem dos 600 - 1000 mm (Fernandes 2008), prefere substratos ácidos e húmidos, apesar de tolerar solos secos; suporta ventos fortes, frio e gelo (até -7,5 °C) (DAISIE 2008), podendo ocorrer dos 0 aos 1000 m de altitude (Paiva 1999). Na região onde é nativa, ocorre em florestas de altitude, planaltos e sopés de montanha, vales e encostas íngremes, ao longo de cursos de água, florestas esclerófilas, e em condições de maior secura não passa de arbusto (Maslin & McDonald 2004; CABI 2015). Em Portugal, invade principalmente zonas montanhosas, margens dos cursos de água e das vias de comunicação (Marchante et al. 2014), áreas agrícolas abandonadas e áreas florestais, nomeadamente plantações de eucalipto. É também invasora na África do Sul, Madagáscar, Nova Zelândia, Califórnia, Índia, Sri-Lanka, Argentina, Chile, Espanha, Itália, França e Turquia (Maslin & McDonald 2004; Sanz Elorza et al. 2004; Plantas invasoras em Portugal 2015).

Em Portugal a primeira referência a esta planta remonta a 1850, na Quinta do Lumiar, em Lisboa (Alves, 1958 in Fernandes 2012), tendo sido depois difundida por entusiastas a partir de 1880 através de plantações em propriedades privadas e propagandeada em jornais e catálogos hortícolas, onde foram distribuídas sementes e plantas de dois anos (Fernandes 2008). Posteriormente foi cultivada como espécie florestal, para fixação de solos e com propósitos ornamentais (Franco, 1971; Paiva 1999; Marchante et al. 2014).



**Figura 12** – *Acacia dealbata*: **a)** Ramo em floração; **b)** Vagens com sementes; **c)** Plântula no subcoberto de eucalipto e **d)** Plântulas em situação de pós-fogo.

São várias as características que favorecem a invasão por *A. dealbata*. Esta planta reproduz-se vegetativamente, formando vigorosos rebentos a partir de caules ou das raízes após o corte (Marchante et al. 2014; CABI 2015), e seminalmente, produzindo um elevado número de sementes, que se acumulam debaixo da árvore-mãe e se mantêm viáveis no solo por 50 anos, ou mais (DAISIE 2008; Fernandes 2008). As sementes podem ser dispersas por animais, principalmente pássaros e formigas, ou pela movimentação da água (Lorenzo et al. 2010), por ventos fortes (DAISIE 2008), e pela acção humana, o que leva a novos focos de invasão. A germinação é favorecida pelo fogo (**Figura 12d**), sendo por isso uma espécie especialmente invasora após incêndios (Sans-Elorza et al. 2004; Marchante et al. 2014).

Esta planta consegue alterar a comunidade microbiana do solo (Lorenzo et al. 2013), e o nível do teor de matéria orgânica no solo, que se reflectem no ciclo do azoto e carbono e na actividade enzimática (Souza Alonso et al. 2015).

Por sua vez, as alterações ao nível do solo podem afectar as comunidades nativas, provocando alterações da cobertura total das plantas, da riqueza específica e da diversidade, tornando assim mais difícil a recuperação ecológica depois de longos períodos de invasão (Lazzaro et al. 2014; Souza Alonso et al. 2015).

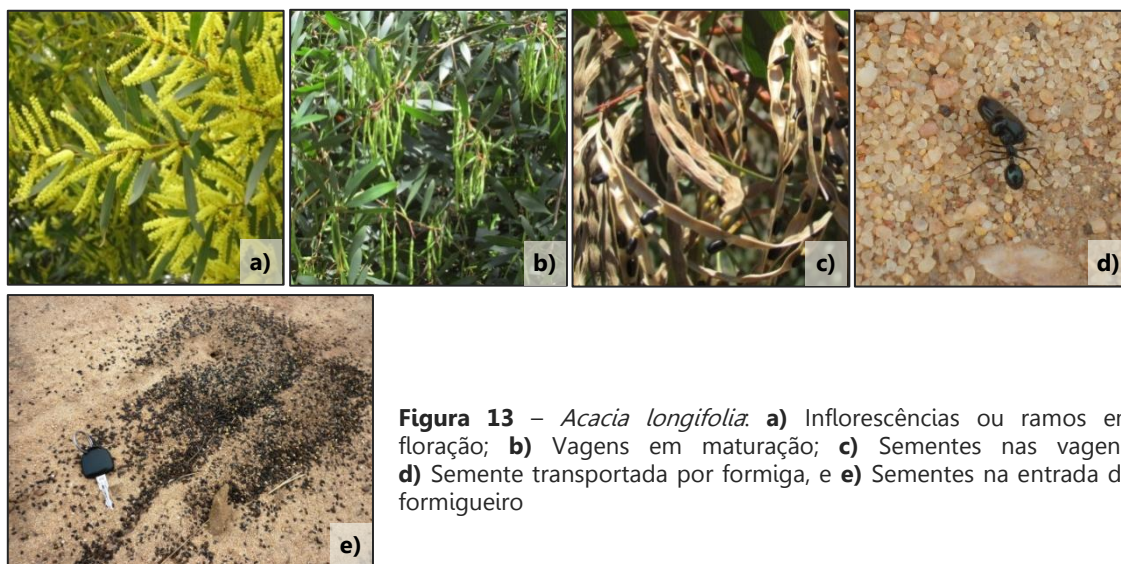
## ii. *Acacia longifolia* (Andrews) Willd.

*Acacia longifolia* é um arbusto ou pequena árvore de 1 a 8 m de altura, originária do Sudeste da Austrália (Paiva, 1999). Tem folhas reduzidas a filódios, perenes; as flores são amarelo-vivo em forma de espiga (**Figura 13a**) e as sementes escuras têm funículo esbranquiçado e dilatado, pequeno.

Floresce de Dezembro a Abril (Plantas invasoras em Portugal 2015), é uma planta bastante termófila que necessita de climas quentes com grande exposição solar (Sanz Elorza et al. 2004; CABI 2015), apresentando tolerância a períodos de secura moderados (Morais & Freitas 2012) e a teores de salinidade elevados (Morais et al. 2012; 2012a). Desenvolve-se melhor em solos arenosos bem drenados, que podem ser pobres em nutrientes (CABI 2015), em locais onde a precipitação anual é superior a 550 mm (GISD 2015), dos 0 aos 100 m de altitude (Paiva 1999). Na região de origem, ocorre em dunas, mas também florestas, zonas ripícolas, matos e matagais (CABI 2015). Além de Portugal, é invasora em Espanha, França, Itália, Turquia, na África do Sul, Nova Zelândia, Índia, Califórnia, Brasil e Israel (Sanz Elorza et al. 2004; CABI 2015; Plantas invasoras em Portugal 2015).

## II – Materiais e Métodos

No final do séc. XIX, a Administração Geral das Matas tinha como prioridade de intervenção os sistemas dunares do litoral, fixando-os com várias espécies de acácia, nomeadamente *A. longifolia* (Neto 1993; Fernandes 2012). Foi ainda introduzida no país como ornamental (Marchante et al. 2014; Marchante et al. 2008a).



**Figura 13** – *Acacia longifolia*. **a)** Inflorescências ou ramos em floração; **b)** Vagens em maturação; **c)** Sementes nas vagens; **d)** Semente transportada por formiga, e **e)** Sementes na entrada do formigueiro

Tem crescimento muito rápido e produz um elevado número de sementes (**Figura 13b** e **13c**), podendo acumular-se cerca de 12.000 sementes/m<sup>2</sup>/ano por baixo da copa (Richardson & Kluge 2008; Marchante et al. 2010), dispersas principalmente por formigas (**Figura 13d** e **13e**) e pássaros (Lorenzo et al. 2010) e que se mantêm viáveis pelo menos por seis anos (Marchante et al. 2010). O fogo estimula a germinação das sementes, sendo essa uma das razões que justificaram a proliferação desta espécie nas dunas, margens de vias de comunicação, de linhas de água e áreas de montanha (Marchante et al. 2014). A espécie também se reproduz por via vegetativa, através da formação de rebentos de touça, no entanto a espécie rebenta muito menos vigorosamente do que outras espécies de *Acacia* e pode mesmo não formar rebentos (Plantas invasoras em Portugal 2015).

Sendo fixadora de azoto, tem a capacidade de causar alterações ao nível do solo, que se reflectem no ciclo do azoto e carbono e na actividade enzimática (Marchante et al. 2008, 2008b), e se agravam com o aumento do tempo de invasão (Marchante et al. 2008a), dificultando a recuperação ecológica (Marchante et al. 2009; Marchante et al. 2011). De acordo com Hellmann et al. (2011), o aumento do teor de azoto no solo em locais invadidos por *A. longifolia* é significativamente superior quando comparado com o azoto fixado pela leguminosa nativa *Stauracanthus spectabilis*, sendo evidenciado pela presença de nódulos de *Bradyrhizobium*, nas raízes da planta invasora (Rodríguez-Echeverría et al. 2007; 2011).



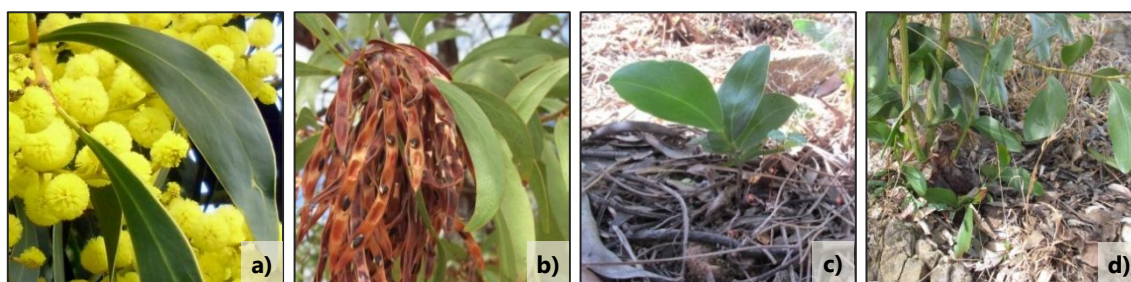
Hoje constitui uma das invasoras mais dispersas nos sistemas dunares em Portugal (Marchante 2011; Morais & Freitas 2012; Marchante et al 2008, 2008b), que são ecossistemas muito vulneráveis, pois para além de constituírem uma barreira fundamental contra o avanço do mar, albergam espécies que, dada a sua raridade, possuem elevado valor conservacionista (Marchante 2011; Marchante et al. 2011b).

### iii. *Acacia pycnantha* Bentham

*Acacia pycnantha* é uma árvore ou arbusto de 4 a 8 m de altura, originária do Sudeste da Austrália (Paiva 1999). Tem folhas perenes, reduzidas a filódios; as flores são amarelo-douradas e as sementes têm funículo curto e esbranquiçado (**Figura 14a e 14b**).

Floresce de Janeiro a Abril (Plantas invasoras em Portugal 2015), é uma espécie muito resistente, tolerante à seca que se adapta a vários tipos de solo. Na região de origem ocorre sob areias calcárias, podzóis, barros, solos esqueléticos e franco-pedregosos, em florestas secas esclerofilas, matos e matagais, frequentemente de forma dispersa nas áreas secas interiores, mas também pode surgir abundantemente de forma localizada em áreas mais húmidas (Maslin & McDonald 2004). Em Portugal parece ter preferência por locais secos e perturbados (Marchante et al. 2014), dos 0 aos 200 m de altitude (Paiva 1999). Enquanto jovens, as plantas apresentam alguma fragilidade ao frio intenso ou à ocorrência de geadas (Maslin & McDonald 2004). É também invasora na África do Sul e no Oeste da Austrália onde não é nativa (Ndlovu et al. 2013; Marchante et al. 2014); na Europa encontra-se igualmente estabelecida em Espanha (DAISIE 2008).

Introduzida em Portugal com fins ornamentais e para extracção de compostos de tanino da casca (Franco 1971), esta foi uma espécie também plantada nalguns Perímetros Florestais do Alentejo e Algarve em 1950 com o intuito de produzir lenhas para consumo da população (PGF de Mértola 2010).



**Figura 14** – *Acacia pycnantha*. **a)** Floração (Marchante et al. 2014); **b)** Vagens com sementes; **c)** Plântulas resultantes de germinação de sementes e **d)** Rebento de touça.

## II – Materiais e Métodos

Tal como *A. dealbata* e *A. longifolia*, associa-se simbioticamente a bactérias do género *Bradyrhizobium*, mas também do género *Burkholderia* (Rodríguez-Echeverría et al. 2011). Produz muita folhada rica em azoto que ao entrar em decomposição promove a alteração do solo (Marchante et al. 2014).

A principal estratégia de propagação desta espécie centra-se na produção de um elevado número de sementes, que permanecem viáveis no solo por várias décadas (Maslin & McDonald 2004). A germinação das sementes é especialmente intensa após a passagem do fogo, ou em áreas sujeitas a perturbação como as bermas de estrada (Marchante et al. 2014; Maslin & McDonald 2004), possibilitando a formação de povoamentos densos. Apresenta uma taxa de crescimento moderadamente rápida, 0,5 a 1,5m por ano (Maslin & McDonald 2004) e capacidade de se reproduzir por via vegetativa, através de rebentamento de touça (**Figura 14d**).

### iv. *Acacia saligna* (Labill.) H. L. Wendl.

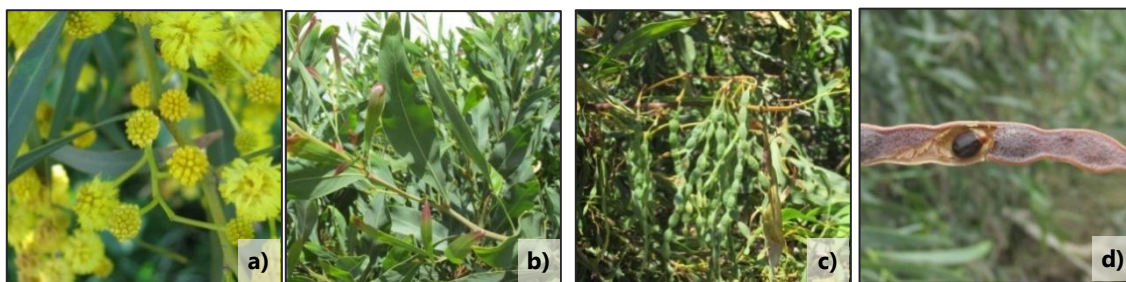
*Acacia saligna* é uma árvore ou arbusto de 3 a 8 m de altura, originária do Oeste da Austrália e Tasmânia (Sanz Elorza et al. 2004). Tem folhas perenes reduzidas a filódios largos verde-glaucos, e uma única nervura longitudinal proeminente; as flores são amarelo-douradas; as sementes que possuem um funículo curto e esbranquiçado (**Figura 15**).

Floresce de Fevereiro a Março (Plantas invasoras em Portugal 2015) e a maturação das sementes ocorre 3 meses depois (Maslin & McDonald 2004). Esta espécie é tolerante à secura e aos ventos marinhos (Sanz Elorza et al. 2004; Del Vecchio et al. 2013), mas suporta mal a geada (Meloni et al. 2015). No que diz respeito ao substrato, prefere solos calcários e arenosos (Sanz Elorza et al. 2004), dos 0 aos 200 m de altitude (Paiva 1999). No local de origem desenvolve-se melhor em solos profundos e de aluvião associados a cursos de água, margens de estradas e em dunas costeiras (Maslin & McDonald 2004; CABI 2015); em Portugal, é frequente na região Sul, nas dunas costeiras e margens de vias de comunicação (Marchante et al. 2014). Por estar bem adaptada ao clima mediterrâneo, é invasora igualmente na África do Sul e na região da Califórnia, Chile, Sul e Este da Austrália (Queensland e Nova Gales do Sul), Nova Zelândia, Médio Oriente; na Europa invade em Espanha, França, Itália, Chipre e Grécia (Sanz Elorza et al. 2004; Del Vecchio et al. 2013, CABI 2015).

Em Portugal, à semelhança de *A. longifolia*, foi introduzida para controlar a erosão das dunas costeiras (Fernandes 2012), mas também como ornamental (Franco 1971; Marchante et al.



2014). Actualmente, a par com *A. longifolia*, é uma das plantas invasoras mais agressivas nas dunas (Marchante et al. 2008a).



**Figura 15** – *Acacia saligna*. **a)** Inflorescências; **b)** Filódios mais largos no centro; **c)** Vagens em maturação, e **d)** Semente e funículo esbranquiçado.

Tal como as restantes espécies de *Acacia*, também se associa simbioticamente com bactérias do género *Bradyrhizobium* (Rodríguez-Echeverría et al. 2011), resultando em alterações químicas no solo (Crisóstomo et al. 2013).

A propagação desta espécie faz-se essencialmente por via seminal; por baixo da copa de uma planta podem cair cerca de 5.500 sementes/m<sup>2</sup>/ano (Richardson & Kluge 2008), localizadas maioritariamente nos primeiros 10 cm do solo e que podem ser dispersas por formigas, organismos do solo, água (Strydom et al. 2012), aves, ou pelo próprio homem (Sanz-Elorza et al. 2004). Estas sementes permanecem viáveis no solo por várias décadas, germinando intensivamente após perturbação (p.ex. fogo), promovendo a formação de povoamentos densos (Del Vecchio et al. 2013). Adicionalmente, de acordo com os mesmos autores, possui capacidade de regeneração por rebentamento de touça ou raiz, após corte ou incêndio, sendo que o seu crescimento é rápido (Maslin & MacDonald 2004; Marchante et al. 2014).

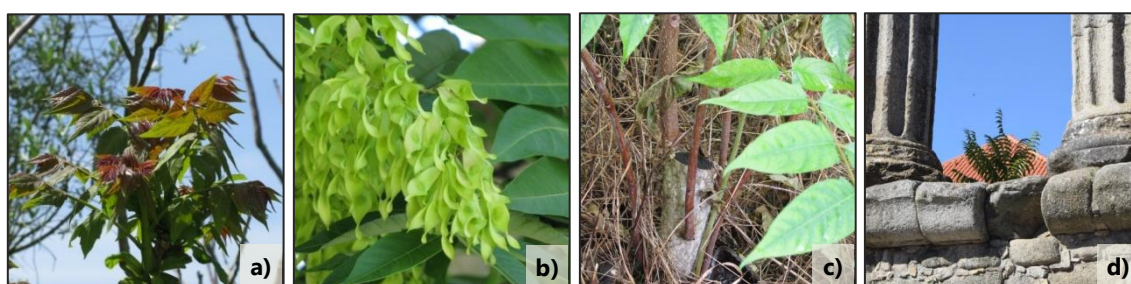
#### v. *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle

Árvore até 20 m de altura, dióica, caducifólia, originária da China central, Taiwan e Coreia do Norte (Franco 1971; Muñoz Garmendia & Navarro 2010). Tem folhas alternas, imparifolioladas; as jovens possuem as extremidades avermelhadas (**Figura 16a**). As flores esverdeadas são normalmente unissexuais reconhecendo-se as masculinas pelo seu odor desagradável; os frutos são simples, samariformes, inicialmente esverdeados (**Figura 16b**) adquirem a cor castanho-avermelhado no final do verão.

Floresce de Abril a Julho (Plantas invasoras em Portugal 2015). É uma planta muito resistente a condições ambientais adversas, demonstra tolerância a temperaturas extremas, diversos

## II – Materiais e Métodos

níveis de humidade, assim como poluição atmosférica (Sanz Elorza et al. 2004; DAISIE 2008). Prefere climas com longos períodos quentes, geadas regulares no inverno e precipitação anual superior a 500 mm, mas em fases iniciais da vida é susceptível à geada (Kowarik & Säumel 2007). Ocorre dos 0 aos 1.400 m de altitude (Muñoz Garmendia & Navarro 2010) e apesar de preferir solos argilosos ricos em nutrientes (Kowarik & Säumel 2007), tem capacidade de se desenvolver em solos pobres, desde que possuam capacidade drenante suficiente (Sanz Elorza et al. 2004). É intolerante à sombra (DAISIE 2008), mas as plântulas e rebentos conseguem persistir no subcoberto à espera da abertura de uma clareira que lhes permita acesso a luz directa, condições nas quais o crescimento pode alcançar até 3 cm/dia (Marchante et al. 2014). Originária de uma zona com clima subtropical e temperado, onde ocorre em florestas de folhosas, esta espécie consegue invadir regiões com clima distinto, abrangendo latitudes distintas que vão das zonas temperadas à zona meridional (Kowarik & Säumel 2007; CABI 2015). Surge principalmente em habitats urbanos e ao longo dos corredores formados pelas vias de transporte, conseguindo igualmente invadir habitats naturais (Kowarik & Säumel 2007). Em Portugal invade áreas perturbadas (margens e taludes das vias de comunicação, junto a vedações e áreas agrícolas abandonadas), zonas ribeirinhas e também em áreas urbanas e periurbanas (próximo de habitações, jardins públicos e locais degradados (Marchante et al. 2014). É uma das plantas mais difundidas na Europa (Lambdon et al. 2008), ocorrendo em Espanha, França, Itália, Grécia, Malta, Moldávia, Roménia, República Checa, Alemanha, Reino Unido e Hungria (Plantas invasoras em Portugal 2015; CABI 2015). invade também outras partes do globo, como a América do Norte (Canadá e Estados Unidos), América Central e do Sul, África do Sul, Austrália e Ásia (Japão e Paquistão).



**Figura 16** – *Ailanthus altissima*. **a)** Aparecimento das primeiras folhas do ano; **b)** Fruto esverdeado; **c)** Rebentação de toíça e **d)** Desenvolvimento em edifício histórico na cidade de Évora.

Introduzida pela primeira vez na Europa, em França, na década de 1740 por um padre missionário na China (Kowarik & Säumel 2007), foi depois levada para Londres no ano de 1751 (Lopes de Carvalho 1881; Shah 1997) e começou a ser disseminada pelos restantes países europeus cerca de 20 anos depois (Lopes de Carvalho 1881). Em Portugal, a sua introdução teve fins ornamentais em espaços urbanos e margens das estradas (Marchante et al. 2014); mas a sua plantação em larga escala foi incentivada, no Jornal de Horticultura

Prática, pela excelente qualidade da sua madeira (Júnior, 1870). Contudo, as árvores masculinas, cedo foram preteridas pelo cheiro desagradável das suas flores, tendo sido aconselhada a sua plantação longe das habitações (Lopes de Carvalho 1881).

Esta planta reproduz-se facilmente de forma vegetativa, produzindo vigorosos rebentos de toiça (**Figura 16c**) e estolhos radiculares que podem atingir distâncias laterais de 15 m relativamente à planta mãe (Sanz Elorza et al. 2004; DAISIE 2008). O desenvolvimento das raízes consegue danificar pavimentos, muros e outras construções humanas, modernas ou históricas (Kowarik & Säumel 2007; DAISIE 2008) – **Figura 16d**. Também se reproduz bem por semente, sendo que um indivíduo adulto produz cerca de 350.000 sementes/ano, cuja morfologia em forma de sâmara favorece a disseminação pelo vento (Sanz Elorza et al. 2004; Kowarik & Säumel 2007) alcançando distâncias de cerca de 112 m (Matlack 1987; Säumel & Kowarik 2010). Alternativamente, quando na proximidade de cursos de água, a dispersão pode ser feita pela água, podendo as sâmaras alcançar distâncias de vários quilómetros (Kowarik & Säumel, 2008; Säumel & Kowarik, 2010). A germinação das sementes é favorecida em condições de humidade no solo (Marchante et al. 2014) e após flutuação na água por poucos dias (Kowarik & Säumel 2008). A casca do tronco e raiz, as folhas e sâmaras contêm substâncias alelopáticas que dificultam o desenvolvimento da vegetação nativa (Sanz Elorza et al. 2004; Kowarik & Säumel 2007; Marchante et al. 2014), promovendo a formação de povoamentos muito densos.

#### vi. *Arundo donax* L.

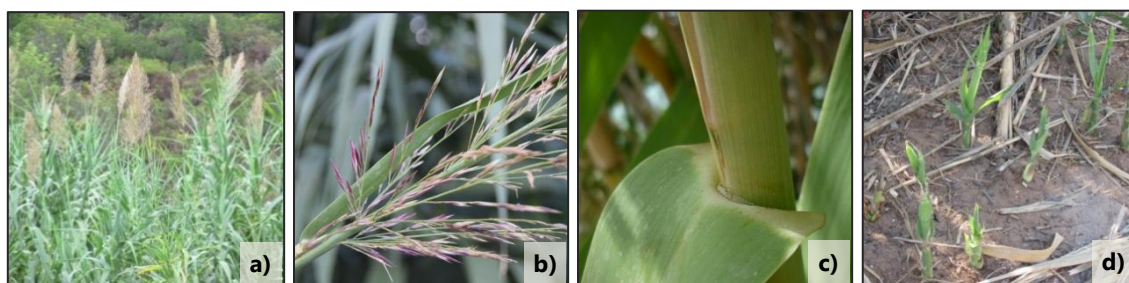
Erva perene muito robusta, com colmos (caules) até 2-6 m x 1-3,5 cm, ocos, com nós bem marcados e envolvidos pelas bainhas arredondadas das folhas - **Figura 17c** (Franco & Afonso, 1998). Possui numerosas folhas lanceolado-lineares, glaucas; as flores reúnem-se em grandes panículas oblongas, densas (**Figura 17a e 17b**).

Floresce de Agosto a Outubro (Plantas invasoras em Portugal 2015). Esta gramínea é uma planta higrófila pelo que requer humidade edáfica, independentemente da natureza mineralógica do solo (Sanz-Elorza et al. 2004), que surge na proximidade de linhas de água, diques, zonas húmidas, pauis e zonas pantanosas, assim como nas margens de infra-estruturas hidráulicas artificiais (valas e canais), margens de vias de comunicação e áreas agrícolas (Marchante et al. 2014). Suporta bem as altas temperaturas estivais, mas não o frio invernal, tanto que não se desenvolve em locais de invernos com frio intenso; apresenta alguma resistência à salinidade moderada (Sanz Elorza et al. 2004). É invasora na Austrália, Nova Zelândia, Japão, Bangladesh, Singapura, Ilhas Natal, América do Norte (Estados Unidos

## II – Materiais e Métodos

e México), vários países da América do Centro e Sul, ilhas do Pacífico, África do Sul, Egipto, Tunísia, Argélia, Tanzânia, Uganda e no Sul da Europa em Itália, Suíça, Espanha e ilhas das Canárias (Sanz Elorza et al. 2004; CABI 2015).

A introdução de *A. donax* será muito antiga, segundo referências existentes em Itália, provavelmente chegou à Europa ocidental no séc. XV, podendo considerar-se um arqueófito uma vez que as datas estimadas rondam o ano de 1492 (Sanz-Elorza et al. 2004). Foi cultivada por todo o país com diferentes propósitos, pelo interesse nos colmos para uso na agricultura e indústria pirotécnica, no fabrico de instrumentos musicais e cestaria, na formação de sebes e cortinas contra o vento, como também em taludes para controlo de erosão (Sanz Elorza et al. 2004; Monteiro et al. 2012; Marchante et al. 2014).



**Figura 17** – *Arundo donax*: **a)** Aspecto geral das inflorescências; **b)** Detalhe da inflorescência; **c)** Inserção da folha no colmo e detalhe da lígula e **d)** Rebentação após corte.

A origem desta espécie não reúne consenso, Hardion et al. (2012) indica que é originária da Ásia subtropical até à bacia Mediterrânea. No Este Asiático, ocorre em linhas de água (Polunin & Huxley 1987 *in* Mascia et al. 2013) e reproduz-se por sementes, mas nos locais onde foi introduzida reproduz-se apenas por via vegetativa, através dos rizomas, que quando cortados, rebentam muito vigorosamente (**Figura 17d**) e os fragmentos que são transportados pela água conseguem originar novos focos de invasão a grandes distâncias (Marchante et al. 2014). Em condições de secura, estes fragmentos têm a capacidade de permanecer viáveis durante meses; basta ser re-hidratados para emitir raízes (Sanz Elorza et al. 2004). Apresenta taxas de crescimento muito elevadas, podendo em condições de temperatura e humidade favoráveis crescer até 0,7 m por semana (CABI 2015). Os colmos são inflamáveis e a planta regenera após o fogo (Marchante et al 2014), pelo que a elevada quantidade de biomassa que produz constitui geralmente um factor de risco para a ocorrência de incêndios (Sanz Elorza et al. 2004).

A invasão por *A. donax* nas zonas ribeirinhas é altamente prejudicial, não só pela substituição parcial ou total da vegetação ripícola e empobrecimento de habitat para a fauna terrestre associada, como também pela alteração da capacidade drenante das linhas de água,



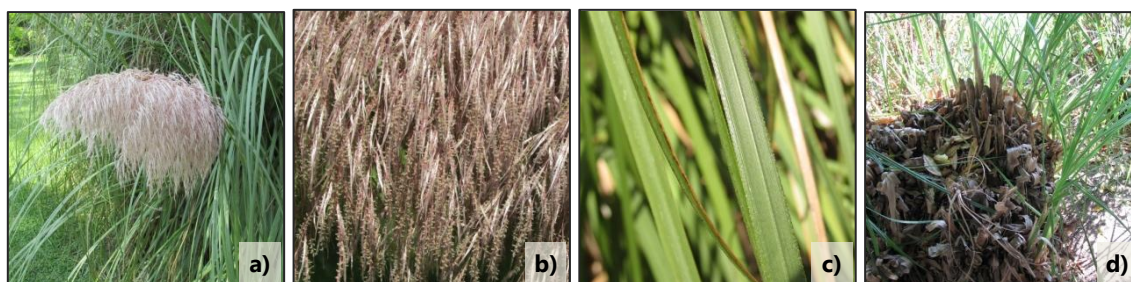
promovendo o assoreamento e consequente aumento do risco de cheias (Sanz Elorza et al. 2004; Monteiro et al. 2012).

**vii. *Cortaderia selloana* (Schult. & Schult.f.) Asch. & Graebn.**

Erva perene robusta, de até 2,5m de altura, originária da parte Tropical da América do Sul (Argentina, Brasil, Chile e Uruguai; DAISIE 2008; Marchante et al. 2014). Possui uma grande roseta de folhas basilar, de cor acinzentada ou verde-azulada, cujas margens são cortantes, e possui numerosos colmos encimados por grandes panículas branco-prateadas (**Figura 18a a 18c**).

Floresce de Agosto a Outubro (Plantas invasoras em Portugal 2015). É uma planta muito rústica, tolera condições de exposição solar elevada, *stress* hídrico, invernos rigorosos e altas temperaturas estivais, desenvolvendo-se melhor em solos arenosos (DAISIE 2008), com pH baixo (Domènech 2005) e alguma humidade (Sanz Elorza et al. 2004). Na região de origem ocorre em solos com humidade, dunas, pastagens, zonas de matos esparsos e habitats ribeirinhos (CABI 2015), em Portugal ocorre em dunas costeiras, ao longo das vias de comunicação e áreas perturbadas, como terrenos baldios e abandonados (Marchante et al. 2014), sendo frequente encontrá-la em zonas urbanas e periurbanas. Não reconhecida pela legislação portuguesa como invasora, ainda é comercializada em alguns viveiros. Para além de Portugal é invasora na região Oeste dos Estados Unidos (Califórnia), África do Sul, Austrália, Nova Zelândia e Europa (França, Itália, Espanha e ilhas da Sardenha, Córsega e Açores; Sanz Elorza et al. 2004; CABI 2015; Plantas invasoras em Portugal 2015).

Introduzida pela primeira vez na Europa por um horticultor escocês entre 1775 e 1862, começou a ser produzida comercialmente a partir de 1874 (DiTomaso 2000). No último século foi profusamente introduzida como planta ornamental, devido às suas vistosas plumas, nomeadamente em Portugal, Espanha, França e Irlanda; foi também introduzida para controlo de erosão e formação de barreiras (DAISIE 2008).



**Figura 18** – *Cortaderia selloana*. **a)** Panícula; **b)** Inflorescências; **c)** Margem serrada das folhas e **d)** Recuperação de planta após corte.

## II – Materiais e Métodos

Apesar de ser uma espécie ginodióica (umas plantas com flores femininas e outras com flores hermafroditas), funcionalmente é dióica, pelo que geralmente a reprodução apenas ocorre quando ambas as plantas estão próximas (Sanz Elorza et al. 2004; CABI 2015). Reproduz-se principalmente por sementes, uma planta feminina pode produzir 50.000 sementes/panícula, podendo superar 1.000.000 sementes/ indivíduo, e uma planta hermafrodita 100.000 sementes/individuo (Domènech 2005; CABI 2015). A dispersão pelo vento permite-lhes alcançar distâncias de até 30 km (DAISIE 2008). As sementes resultantes de plantas femininas apresentam maior viabilidade (71,4 %) do que as hermafroditas (14,0 %) (Domèneche 2005); germinam com uma vasta gama de condições ambientais, mas com maior sucesso em condições de ensombramento e solos arenosos com disponibilidade de água (Domènech & Vilà 2008; CABI 2015). Uma vez instalada, esta espécie consegue formar povoamentos densos, criando verdadeiras barreiras físicas para a passagem de pessoas e animais devido às folhas cortantes (CABI 2015). Tem a capacidade de colonizar rapidamente áreas semi-naturais e locais onde a vegetação nativa tenha sido eliminada (Domèneche (2005; DAISIE 2008; Marchante et al. 2014), verificando-se no caso das áreas agrícolas abandonadas, que quanto mais tempo tiver decorrido desde o abandono, maior será a densidade alcançada pela planta (Domènech et al. 2005). Portanto, a presença de clareiras e um baixo número de grupos funcionais de plantas favorece a invasão por *C. selloana*, cuja expansão é garantida enquanto a perturbação se mantiver (Domènech 2005; Domènech & Vilà 2007).

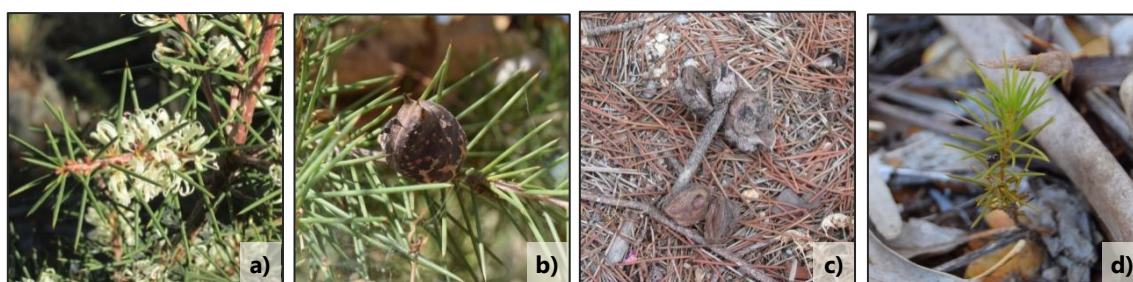
### viii. *Hakea sericea* Schrader

Arbusto ou pequena árvore de até 4 m, originária do Sul da Austrália (Marchante et al. 2014; CABI 2015). Possui folhas perenes em forma de agulha, verde-escuras a verde-acinzentadas e cujas extremidades terminam em espinho; as flores brancas ou rosa pálido são pouco vistosas; folículos castanho-escuros contendo 2 sementes aladas (**Figura 19**).

A floração dá-se entre Janeiro e Abril (Plantas invasoras em Portugal 2015). É uma planta resistente ao vento e secura (Marchante et al. 2014), com preferência por solos bem drenados derivados de arenitos e quartzitos, com baixo teor em nutrientes (CABI 2015), dos 0 aos 300 m de altitude (Paiva 1997). Na região onde é nativa ocorre em zonas de matos e no sub-bosque de florestas esclerófilas secas do litoral (Barker et al. 1999); em Portugal surge em áreas perturbadas, como margens de vias de comunicação (Marchante et al. 2014) e orlas de terrenos cultivados ou incultos e no subcoberto de pinhais e eucaliptais. É

particularmente invasora no *fynbos* na África do Sul (Esler et al. 2009) mas também na Nova Zelândia e Espanha (CABI 2015; Plantas invasoras em Portugal 2015).

Introduzida em Portugal como ornamental e com o propósito de constituir sebes e recuperar terras áridas (Franco 1971; Royal Botanic Garden Edinburgh 2003), acabou por se naturalizar em 1971 (Almeida & Freitas 2006).



**Figura 19** – *Hakea sericea*: **a)** Flor; **b)** Aspecto do fruto fechado; **c)** Fruto aberto e **d)** Plântula.

A reprodução faz-se por via seminal, sendo que as sementes costumam permanecer aprisionadas nos folículos lenhosos, que se vão acumulando na planta (Marchante et al. 2014; CABI 2015). A capacidade de reter as sementes maduras na árvore é típica de plantas de ambientes propensos ao fogo (Groom & Lambont 1997); nestas condições, as sementes mantêm a viabilidade por muitos anos (Richardson et al 1987). A háquia-picante (*H. sericea*) pode produzir num ano 75 milhões de sementes por hectare (o equivalente a 7.500 sementes/m<sup>2</sup>) (Wood & Gordon 2007 *in* Pepo et al 2009), sendo libertadas quando a planta morre ou é queimada, projectadas e dispersas pelo vento, dando origem a novos focos de invasão a longas distâncias (Esler et al. 2009; Marchante et al. 2014).

A germinação é favorecida pelo calor, em condições de pós-fogo, tratando-se de uma espécie pioneira (Pepo et al. 2009; Groom & Lambont 1997). Assim, a ocorrência de *H. sericea* em grandes extensões é cada vez mais frequente na sequência de incêndios (Marchante et al. 2014), principalmente na região Norte (Sousa et al. 2004a) e centro do país. A invasão por esta planta resulta na formação de bosquetes impenetráveis para o homem e vida selvagem, prejudiciais para o desenvolvimento da vegetação nativa que se reflecte ao nível da carga combustível, traduzindo-se num maior risco de incêndio e numa maior intensidade do fogo (Marchante et al. 2014; CABI 2015).

#### **ix. *Opuntia maxima* Miller.**

Arbusto suculento, de até 5-6 m, possui cladódios terminais carnosos, verdes no início e por fim cinzentos, com aréolas pequenas que tendem a desaparecer em adulto e espinhos retos

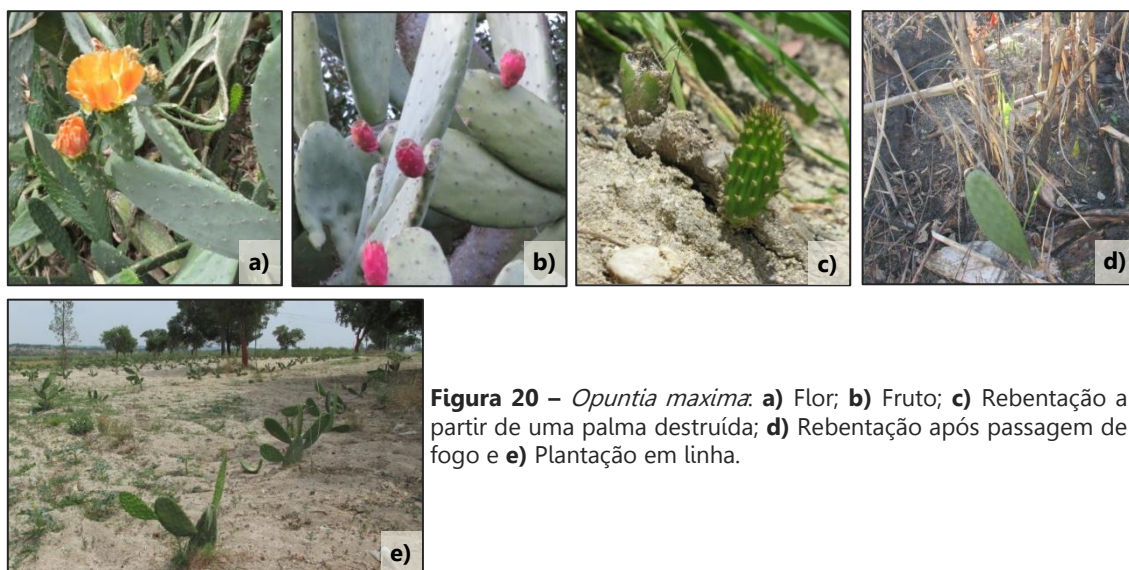
## II – Materiais e Métodos

e esbranquiçados (Franco 1971; Berthet 1990). As folhas são pequenas e caducas; as flores amarelas ou laranja-intenso; os frutos são carnudos e contêm um grande número de sementes (**Figura 20a e 20b**).

A floração dá-se entre Maio e Junho (Plantas invasoras em Portugal 2015), sendo uma planta indiferente ao tipo de substrato, necessita apenas de solos bem drenados, preferencialmente em locais com elevada exposição solar (Sanz Elorza et al. 2004). Por ser cultivada há tanto tempo, é difícil indicar qual a área de distribuição natural (Anderson 2001), provavelmente originária da parte central do México (Griffith 2004), assim como o habitat onde ocorre naturalmente, muito provavelmente matagais secos a semi-áridos (Arreola et al. 2013). As plantas do género *Opuntia* são plantas CAM (metabolismo do ácido crassuláceo), pelo que fazem um uso muito eficiente da água (DAISIE 2008). Assim, é resistente à seca e ventos marítimos fortes, mas sensível a temperaturas inferiores a -6 °C, conseguindo suportar temperaturas de -12 °C (em condições de baixa humidade relativa do ar, por curtos períodos de tempo), assim como tolerar temperaturas elevadas até 65 °C (Sanz Elorza et al. 2004; DAISIE 2008); ocorre entre os 0-800 m de altitude (Berthet 1990). Surge frequentemente plantada em jardins, mas invade principalmente zonas áridas com vegetação herbácea e arbustiva, zonas rochosas, zonas costeiras e áreas perturbadas como vias de comunicação, zonas agrícolas abandonadas e na proximidade de habitações (Vilà et al. 2003; Marchante et al. 2014). Apesar de ter comportamento invasor em Portugal, não é reconhecida como invasora pela legislação portuguesa. É também invasora por toda a bacia mediterrânica, incluindo Espanha, Austrália, África do Sul, costa do Mar Vermelho, América do Norte (Califórnia, Flórida, Arizona, Novo México, Havai, Carolina do Norte e Texas), Ásia Ocidental (Arábia, Iraque e Síria) e Sudoeste da China, incluindo o Tibete (Sanz Elorza et al. 2004).

Foi introduzida na europa pelos espanhóis entre 1549 e 1570 com fins agrícolas e como alimento para a cochonilha (*Dactylopius coccus*), pequeno insecto de onde se extraía o carmim (Berthet 1990; Vilà et al. 2003; Sanz Elorza et al. 2004). Em Portugal, introduziu-se como planta ornamental e pelo fruto comestível (Marchante et al. 2014), sendo também utilizada como sebe delimitadora de terrenos privados ou agrícolas, barreira “corta-fogo” e como forragem para os animais (Alves 2011). Recentemente têm surgido investidores na zona centro e no Alentejo, que estão a apostar na plantação de pomares (**Figura 20e**), tanto para produção de fruto como seus derivados (óleo, polpa, etc.).





**Figura 20** – *Opuntia maxima*. **a)** Flor; **b)** Fruto; **c)** Rebentação a partir de uma palma destruída; **d)** Rebentação após passagem de fogo e **e)** Plantação em linha.

A reprodução faz-se tanto por via seminal como vegetativa (**Figura 20c**). Cada fruto contém em média 176 sementes (Vilà & Gimeno 2003) que podem ser dispersas por aves, répteis e mamíferos, conseguindo assim invadir vastas áreas com maior facilidade (Padrón et al. 2011). As sementes quando separadas da polpa entram em dormência, mantendo a capacidade germinativa por muito tempo (Sanz Elorza et al. 2004); a germinação dá-se depois de longos períodos de chuva, com temperaturas de cerca de 21 °C (DAISIE 2008). Adicionalmente esta planta apresenta grande capacidade de proliferação a partir de qualquer fragmento da planta (Gimeno & Vilà 2002; Sanz Elorza et al. 2004; Marchante et al. 2014), é frequente caírem cladódios junto das plantas-mãe que aí criam raízes dando lugar a manchas densas (Vilà & Gimeno 2003). O fogo também favorece a expansão de *O. maxima* (**Figura 20d**), por exemplo, no Sul da Califórnia tem sido um factor importante para o seu sucesso ecológico (Gimeno & Vilà 2002). O processo de invasão é lento, pode demorar cerca de 100 anos desde o momento da introdução até ao início da propagação invasora (CABI 2015). Quando invade, compete com as espécies nativas, substituindo-as, o que pode resultar na formação de povoamentos impenetráveis devido às variedades com espinhos (DAISIE 2008).

### c. Levantamento de dados de campo

A área de estudo foi estratificada (Hirzel & Guisam 2002) de acordo com os quatro sectores biogeográficos representados (**Anexo II**), que se caracterizam por ter espécies, associações e séries de vegetação próprias (Rivas-Martínez 2005). Foram escolhidas, em cada um dos sectores, 15 quadrículas de 1 km<sup>2</sup>, correspondentes à grelha UTM (Universal Transverse Mercator) de 1 km x 1 km de lado, num total de 60 quadrículas amostradas (**Figura 21; Tabela 4**). A amostragem feita com quadrículas permite a identificação exacta do local, e a

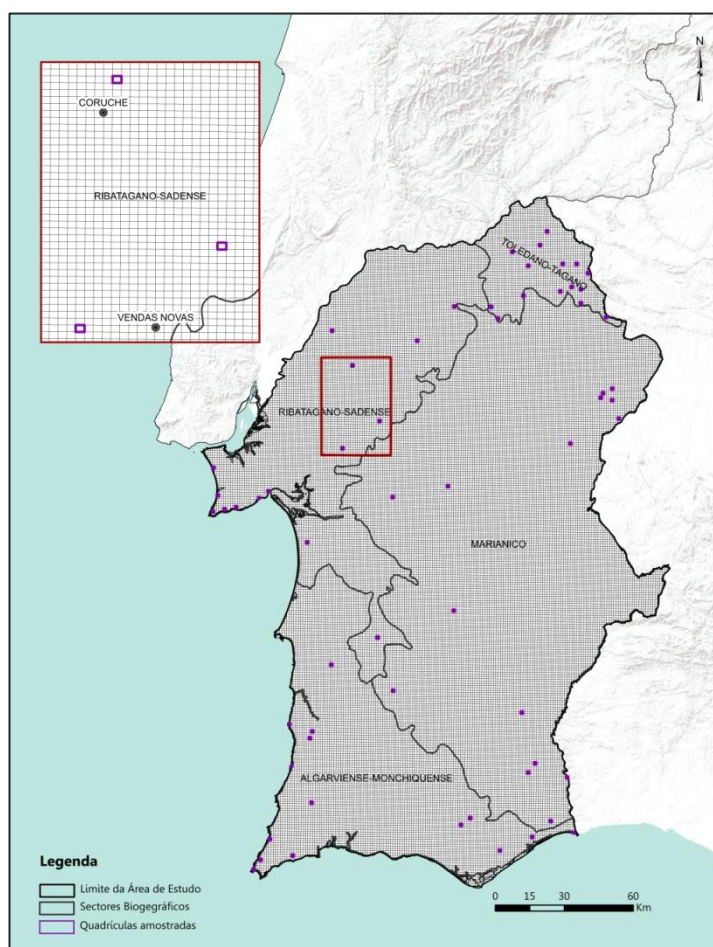
## II – Materiais e Métodos

possibilidade de repetição e comparação ao longo do tempo, avaliando como uma situação de invasão progride, ou regride após controlo.

Inicialmente utilizou-se a ferramenta *Sampling Design Tool for ArcGis 10.0* (ESRI 2010) para seleccionar as quadrículas aleatoriamente (Hirzel & Guisam 2002; Vicente et al. 2013), contudo, algumas tiveram de ser substituídas de modo a facilitar o acesso com os meios disponíveis, fazendo com que a escolha das quadrículas amostradas tenha sido feita de forma semi-aleatória. No processo de preparação das deslocações ao campo recorreu-se à plataforma *Google Earth* para traçar as rotas e perceber a proximidade às vias rodoviárias, tendo-se optado por quadrículas que incluíssem estas infra-estruturas ou que pelo menos estivessem muito próximas. A presença de caminhos secundários de terra-batida foi igualmente um

dos critérios de selecção, visto que a prospecção a pé no terreno torna-se assim mais fácil. A amostragem fez-se percorrendo cada quadrícula durante 2 horas/ 1 pessoa (Vicente et al. 2013), preferencialmente utilizando os caminhos já existentes, e que permitissem a observação e caracterização dos diferentes tipos de vegetação presentes. Na ausência de caminhos, foi por vezes necessário atravessar comunidades herbáceas e arbustivas (o acesso teria de ser possível sem infligir danos físicos) de modo a observar de perto as comunidades vegetais (p. ex. vegetação ripícola) que de outra forma não poderiam ser caracterizadas.

O levantamento de campo decorreu entre Maio e Dezembro de 2014. Para identificar e localizar as quadrículas recorreu-se a um GPS Trimble com o ArcGis 7.0. Em cada quadrícula registou-se a presença ou ausência das nove plantas invasoras; quando presentes, registou-



**Figura 21** – Localização das quadrículas 1x1 km<sup>2</sup> amostradas nos quatro sectores biogeográficos

Fonte: CAOP 2016; Universal Transverse Mercator (UTM) (NGA - National Geospatial-Intelligence Agency); Costa et al. (1998); Rivas-Martínez (2007); Rivas-Martínez et. al 2014)

se a densidade: planta isolada, poucas plantas, mancha pequena ( $\leq 100\text{m}^2$ ), mancha mediana ( $< 1\text{ ha}$ ) e mancha grande ( $> 1\text{ ha}$ ).

Independentemente da presença/ ausência de plantas invasoras, fez-se sempre uma breve caracterização das diferentes comunidades vegetais (arrelvados, matos baixos, matagais ou formação boscosa), registando os elementos florísticos presentes. Destes, alguns são espécies características (bioindicadores), que auxiliam na identificação das séries de vegetação correspondentes. Sempre que possível, os elementos florísticos foram identificados no local; os táxones desconhecidos ou que suscitaram dúvida foram recolhidos para posterior identificação em laboratório. Para cada uma das comunidades registou-se informação sobre o tipo de substrato (por ex., rochoso, arenoso, argiloso, entre outros) e indicações do terreno que permitem perceber sobre a quantidade de água disponível (Por ex., situado na base/ topo de encosta, depressão húmida, adjacente a rio/ribeira, entre outros). Este tipo de informação é importante no momento de definir se o tipo de série de vegetação presente é do tipo climatófila ou edafófila.

**Tabela 4** – Relação do número de quadrículas amostradas por sector e distrito biogeográfico (Rivas-Martínez 2007; Rivas-Martínez et al. 2014)

Província	Sector	Distrito	Nº de quadrículas	Total
LUSITANA - ANDALUZA COSTEIRA	ALGÁRVICO-MONCHIQUENSE (AM)	Algarviense (A)	4	<b>15</b>
		Costeiro Vicentino (CV)	4	
		Serrano Monchiquense (M)	4	
		Promontório Vicentino (PV)	3	
	RIBATAGANO-SADENSE (RS)	Ribatagano (R)	5	<b>15</b>
		Sadense (S)	5	
Serrano Arrabidense (A)		5		
MEDITERRÂNEA IBÉRICA OCIDENTAL	MARIÂNICO (M)	Alentejano (AL)	5	<b>15</b>
		Badajocenho (B)	5	
		Andevalense (AV)	5	
	TOLEDANO-TAGANO (TT)	Cacerenho (C)	8	<b>15</b>
		Serrano Mamedano (M)	7	
<b>Número total de quadrículas amostradas</b>			<b>60</b>	<b>60</b>

O levantamento efectuado incluiu as plantas invasoras encontradas em jardins privados, mas este registo teve apenas propósito informativo, visto que pela artificialidade do “habitat”, não foram depois consideradas na análise subsequente.

## II – Materiais e Métodos

De modo a mais facilmente localizar as diferentes quadrículas, optou-se pela atribuição de um código que indica o sector seguido do distrito biogeográfico correspondente, p. ex. M.AL5 situa-se no sector Mariânico (M) no distrito Alentejano (AL), sendo a 5ª quadrícula amostrada neste distrito biogeográfico.

Procurou-se também identificar no local as causas prováveis para a ocorrência da(s) planta(s) invasora(s) assim como indícios de acções de gestão realizadas.

### d. Tratamento dos dados recolhidos

A identificação e nomenclatura das espécies observadas seguiu por ordem preferencial as obras de Castroviejo et al. (1990 – 2013), Franco (1971; 1984) e Franco & Afonso (1994; 1998; 2003).

Este trabalho teve por base a metodologia sinfitossociológica, seguindo a proposta de Rivas-Martínez (1976), actualizada pelo mesmo autor (2005a) e Biondi (2011). A diagnose das séries de vegetação seguiu essencialmente Rivas-Martínez (2011), tendo sido por vezes necessário recorrer a publicações que reflectem actualizações ao nível das associações, como sejam Rivas-Martínez et al. (1990), Costa et al. (1994), Pinto-Gomes et al. (2007), Quinto-Canas et al. (2010) e Vila-Viçosa et al. (2012; 2015). As séries de vegetação reconhecidas no território de estudo contemplam as climatófilas, edafófilas (edafoxerófilas e edafo-higrófilas), tempori-higrófilas, minorisséries e permasséries de acordo com Rivas-Martínez (2007; 2011). As galerias ripícolas encerram diferentes séries edafo-higrófilas, devidamente adaptadas ao respectivo regime do curso de água. Dependendo do estado de conservação da vegetação ripícola e também do carácter temporário ou permanente da linha de água, por vezes é difícil distinguir os limites físicos onde começa e termina determinada série de vegetação. Nestas situações, optou-se por considerar a existência de mosaicos entre séries (p. ex. de freixial e salgueiral: *Ranunculo ficariae-Fraxino angustifoliae* S. + *Salici atrocinerneo-australis* S.).

Quando as plantas invasoras apenas ocuparam pequenos nichos ecológicos, resultantes de intervenções antrópicas, com fraca representação florística e sem continuidade espacial, foram consideradas como **comunidade secundária**. Como exemplo, saliente-se a presença de comunidades de canas (*A. donax*) em taludes de aterro na margem das estradas.

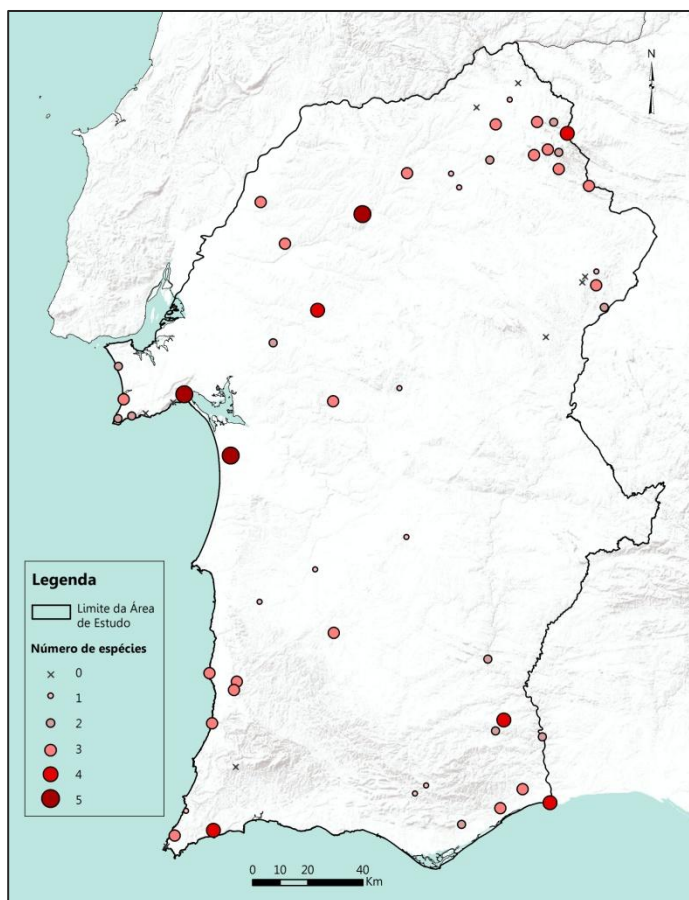
Na definição das condições ecológicas e estabelecimento de intervalos bioclimáticos para cada uma das plantas invasoras em estudo considerou-se: 1) a localização dada pela

sobreposição das quadrículas, onde a invasora foi observada com os mapas de Monteiro-Henriques (2010) e Monteiro-Henriques et al. (2016), 2) as características ecológicas das séries de vegetação correspondentes, e 3) as observações registadas em campo.

### III. Resultados e Discussão

Detectou-se a presença de pelo menos uma das plantas invasoras em estudo em 50, cerca de 83% das quadrículas amostradas (ver **Anexo IV** - Informação recolhida em campo). Apesar das espécies invasoras estarem ausentes de apenas 10 quadrículas, estas distribuem-se pelos quatro sectores biogeográficos (Algárvico-Monchiquense: AM.PV4 e AMM4; Ribatagano-Sadense: RS.A3 e RS.A4, Mariânico: M.AL5, M.B1 e M.B2, e Toledano-Tagano: TT.C1, TT.C3 e TT.C8).

Considerando as 50 quadrículas com presença de plantas invasoras, verificou-se uma média de cerca de duas espécies invasoras por quadrícula, havendo três (RS.A5; RS.R1 e RS.S5) onde se registou o número máximo de cinco plantas invasoras em estudo (**Figura 22**), todas situadas no sector Ribatagano-Sadense.



**Figura 22** - Número de espécies de plantas invasoras em cada quadrícula amostrada

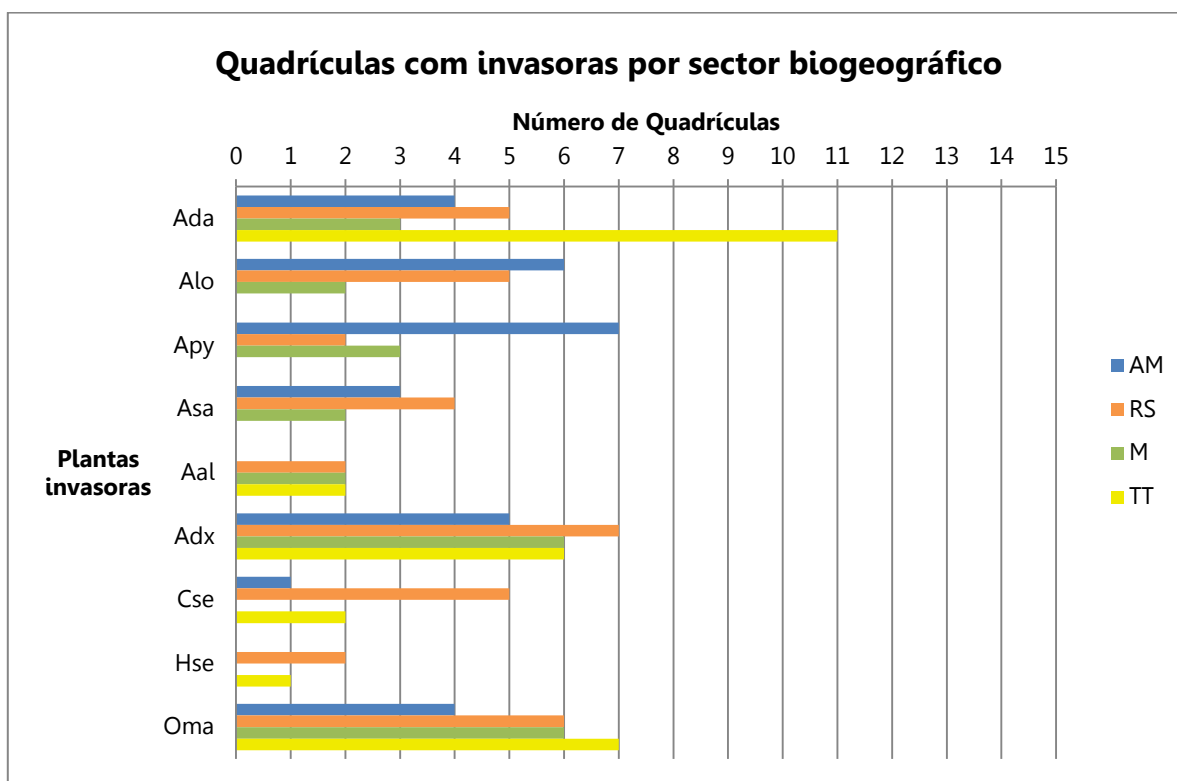
Refira-se ainda que apenas no sector Ribatagano-Sadense foram registadas todas as invasoras em estudo (**Figura 23**).

*Acacia dealbata*, que a par com *A. donax* e *O. maxima*, foi observada em todos os sectores, ocorre maioritariamente na província Mediterrânea Ibérica Ocidental, tendo sido registada em 11 das 15 quadrículas amostradas no sector Toledano-Tagano e três no Mariânico.



### III – Resultados e Discussão

Por outro lado, *A. donax* e *O. maxima* foram observadas de forma esparsa pela área de estudo ( $n_{QRS}^1=7$ ;  $n_{QTT}=6$ ;  $n_{QM}=6$  e  $n_{QAM}=5$  e  $n_{QTT}=7$ ;  $n_{QM}=6$ ;  $n_{QRS}=6$  e  $n_{QAM}=4$ ), o que permite concluir que não existe um território biogeográfico preferencial.



**Figura 23** – Quadrículas onde foram registadas plantas invasoras por sector biogeográfico (Sectoros Biogeográficos: AM- Algárvido-Monchiquense; RS - Ribatagano-Sadense; M - Mariânico; TT - Toledano-Tagano; Plantas invasoras: Ada - *Acacia dealbata*, Alo - *A. longifolia*, Apy - *A. pycnantha*, Asa - *A. saligna*, Aal - *Ailanthus altissima*, Adx - *Arundo donax*, Cse - *Cortaderia selloana*, Hse - *Hakea sericea*, Oma - *Opuntia maxima*)

*Acacia longifolia*, à semelhança de *A. saligna*, ocorre principalmente nos territórios mais litorais do sector Ribatagano-Sadense ( $n_{QRS}=5$  e 4, respectivamente) e do sector Algárvido-Monchiquense ( $n_{QAM}=6$  e 3, respectivamente). Ambas estão ausentes do sector Toledano-Tagano, o que pode justificar-se por ser um território menos oceânico (maior Ic). Também *A. pycnantha* aparece num maior número de quadrículas na província Lusitana-Andaluza Costeira ( $n_{QAM}=7$  e  $n_{QRS}=2$ ), mas é no sector Mariânico ( $n_{QM}=3$ ), no distrito Andevalense que ocupa uma área superior a 1 ha em Mértola<sup>2</sup> (M.AV1) e Pisa Barro (M.AV4) (**Anexo IV**), onde foi plantada. A ausência do sector Toledano-Tagano justifica-se, neste caso, com o maior

<sup>1</sup>  $n_{QRS}$  - Número de quadrículas que foram identificadas no sector Ribatagano-Sadense com determinada planta invasora; o mesmo se aplica para os sectores Algárvido-Monchiquense ( $n_{QAM}$ ); Toledano-Tagano ( $n_{QTT}$ ) e Mariânico ( $n_{QM}$ ). Esta contabilização inclui todas as quadrículas onde cada invasora foi observada, incluindo jardins e comunidades secundárias.

<sup>2</sup> Em Mértola, a acácia (*A. pycnantha*) foi introduzida em 1950 ao abrigo de um plano de arborização, tendo-se dispersado pelos próprios meios com o decorrer do tempo. A partir de 2011 iniciou-se um plano de controlo que incluiu corte dos indivíduos adultos e pulverização dos rebentos com herbicida, tendo a manutenção sido realizada por mais três anos consecutivos.

rigor invernal do território (mesomediterrâneo) e a fragilidade ao frio intenso e geadas apresentada pelas plantas jovens (Maslin & McDonald 2004).

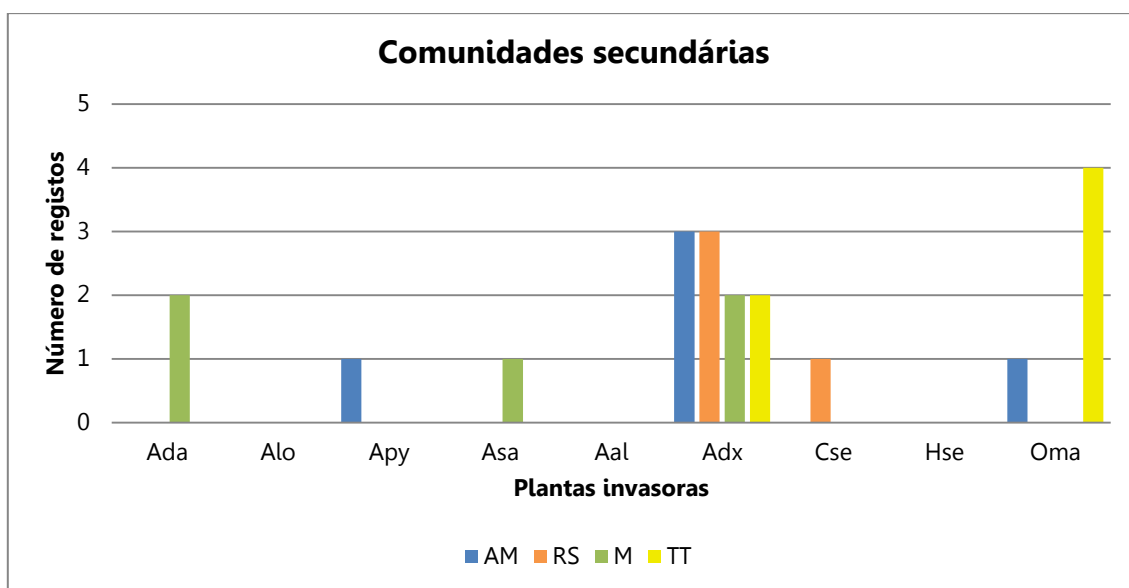
Algumas das espécies foram detectadas poucas vezes e apenas nalguns dos sectores biogeográficos, designadamente *A. altissima* ( $n_{QRS}=2$ ;  $n_{QM}=2$ ;  $n_{QM}=2$ ), *C. selloana* ( $n_{QRS}=5$ ;  $n_{QTT}=2$  e  $n_{QAM}=1$ ) e *H. sericea* ( $n_{QRS}=2$  e  $n_{QTT}=1$ ), o que por si só não permite descortinar preferências ou tendências de ocupação no território.

Em jardins, detectou-se *C. selloana* por três vezes e *O. maxima* e *A. dealbata* uma única vez. A presença de *C. selloana* foi muito localizada, sem sinais de estar a propagar-se para áreas vizinhas, provavelmente devido ao reduzido número de indivíduos e indisponibilidade de plantas do sexo oposto para haver reprodução (Sanz Elorza et al. 2004). Já a figueira-da-Índia (*O. maxima*) ocupa os depósitos terrosos de encosta rochosa exposta a S-SW em Marvão, sem aparente gestão. Este caso exemplifica que um local com potencial climatófilo de carvalho (*Arbutus unedo*-*Quercus pyrenaica* S.) consegue proporcionar um meio com condições de secura necessárias para *O. maxima* se instalar e propagar, neste caso em posição edafoixerófila. No caso da mimosa (*A. dealbata*), constatou-se que para além da presença no jardim já existiam algumas plantas jovens fora deste, numa zona com acumulação de água e onde existe um pequeno silvado. Esta situação foi interpretada como freixial de *Ranunculo ficariae-Fraxino angustifoliae* S.

Nas 50 quadrículas com presença de invasoras, identificaram-se 20 situações em que, devido à ausência de bioindicadores vegetais e área de ocupação sempre inferior a 100 m<sup>2</sup>, as plantas invasoras correspondem a comunidades secundárias (**Figura 24**). Nestas comunidades a presença de plantas invasoras deve-se a algum tipo de alteração face às condições mesológicas do local, por exemplo pequenas depressões no terreno com acumulação de água, baixa espessura do solo, a criação de condições artificiais de secura, o transporte de solo, entre outros.

A cana (*A. donax*) foi a espécie que mais vezes surgiu em comunidade secundária, 10 no total, restringindo-se a zonas com acumulação de água situadas em bermas de estradas, taludes, sebes, pinhais, dunas, ou noutras pequenas escorrências. Por vezes, surgiu acompanhada por silvas (*Rubus* sp.), indicando haver humidade no solo, e representando a primeira etapa de substituição das comunidades ripícolas. Porém, devido à ausência de continuidade espacial, apenas foi considerada como comunidade secundária.

### III – Resultados e Discussão



**Figura 24** – Número de plantas invasoras em comunidades secundárias  
(Sectoros Biogeográficos: AM- Algárvico-Monchiquense; RS - Ribatagano-Sadense; M - Mariânico; TT - Toledano-Tagano;  
Plantas invasoras: Ada - *Acacia dealbata*; Alo - *A. longifolia*; Apy - *A. pycnantha*; Asa - *A. saligna*; Aal - *Ailanthus altissima*; Adx -  
*Arundo donax*; Cse - *Cortaderia selloana*; Hse - *Hakea sericea*; Oma - *Opuntia maxima*)

*Opuntia maxima* foi registada quatro vezes como comunidade secundária no Sector Toledano-Tagano, encontrando-se tanto em sebes de pomares e vinhas (**Figura 25**) como em bermas de estradas, sem sinal de estar a alastrar de forma natural. É muitas vezes notória a intenção da sua plantação, sobretudo em sebes. Noutras situações percebeu-se que a introdução terá sido acidental, por exemplo, através do despejo de entulho de forma ilegal. A mimosa (*A. dealbata*) foi identificada por duas vezes como comunidade secundária, na margem de estradas, aparentando resultar de introduções acidentais devido a movimentação de solo (contaminado com sementes) destinadas à execução de obras nas infra-estruturas viárias. Foi ainda possível identificar a presença muito pontual de *C. selloana* próximo de Ponte de Sor (RS.R5), de *A. saligna* nas imediações da zona urbana de Mértola (M.AV1), aparentemente introduzida como planta ornamental e de *O. maxima* e *A. pycnantha* na margem externa da ribeira de Almargem, junto a Tavira, fortemente invadida por *A. donax*. Nestas situações, as condições ecológicas permitem a presença das plantas invasoras, mas por serem de tal modo localizadas, a probabilidade de se estabelecerem e consequentemente invadir estes locais é relativamente reduzida.

Embora a presença pontual e muito localizada destas plantas em jardins ou comunidades secundárias não seja considerada no estabelecimento dos intervalos bioclimáticos efectuado adiante, não significa que não dispersem e promovam impactes. Estando presentes, constituem uma fonte de propágulos, principalmente as que se reproduzem por semente (*Acacia* spp., *O. maxima* e *C. selloana*), podendo invadir locais com condições favoráveis quer



por dispersão anemocórica quer zoocórica. Já a expansão da *A. donax* a partir destes locais será mais improvável, uma vez que se reproduz por via vegetativa (Monteiro et al. 2012), e não havendo condições propícias na envolvência, esta ficará restringida à zona com humidade no solo.



**Figura 25** – *Opuntia maxima* em sebe junto a muro (comunidade secundária) onde o potencial climatófilo é de *Arisaró simorrhini-Querco pyrenaicae* S.

Devido à área das quadrículas (1 km<sup>2</sup>) e à diversidade existente em cada uma foi possível identificar mais do que uma série de vegetação por unidade de área amostrada. No total das quadrículas visitadas reconheceram-se 26 séries de vegetação distintas (15 climatófilas, uma tempori-higrófila, uma edafoixerófila e quatro edafo-higrófilas, quatro minorisséries e uma permassérie).

Na recolha da informação de campo e atendendo aos bioindicadores, foi por vezes possível identificar a mesma espécie invasora em situações distintas, às quais correspondem igualmente comunidades de vegetação distintas. Por exemplo, na quadrícula AM.M3, em Barranco do Velho, *A. dealbata* surge em potencial climatófilo (*Lavandulo viridis-Querco suberis* S.) e edafo-higrófilo (*Ranunculo ficariae-Fraxino angustifoliae* S.), representando dois registos distintos para esta planta numa só quadrícula. Assim, identificaram-se no total 180 correspondências que relacionam a presença/ausência de determinada planta invasora com uma (ou mais) série (s) de vegetação (**Tabela 5**), número que inclui igualmente as séries reconhecidas em quadrículas sem plantas invasoras (ausência de invasoras).

### III – Resultados e Discussão

**Tabela 5** - Número de correspondências entre as séries de vegetação reconhecidas com presença de uma das plantas invasoras e sem plantas invasoras, por sector e distrito biogeográfico.

Sectores Biogeográficos: AM- Algarvíco-Monchiquense; RS - Ribatagano-Sadense; M - Mariânico; TT - Toledano-Tagano.

Província	Sector e Distrito biogeográfico		Presença Invasoras	Ausência Invasoras	Total
LUSITANA - ANDALUZA COSTEIRA	AM	Algarviense	10	1	46
		Costeiro Vicentino	17	3	
		Promontório Vicentino	4	3	
		Serrano Monchiquense	6	2	
	<b>Subtotal</b>		<b>37</b>	<b>9</b>	
	RS	Serrano Arrabidense	9	8	56
		Ribatagano	22	1	
		Sadense	16	0	
	<b>Subtotal</b>		<b>47</b>	<b>9</b>	
	MEDITERRÂNEA IBÉRICA OCIDENTAL	M	Andevalense	10	2
Alentejano			7	7	
Badajocenho			5	5	
<b>Subtotal</b>		<b>22</b>	<b>14</b>		
TT		Cacerenho	14	8	42
		Serrano Mamedano	19	1	
<b>Subtotal</b>		<b>33</b>	<b>9</b>		
<b>Totais</b>			<b>139</b>	<b>41</b>	<b>180</b>

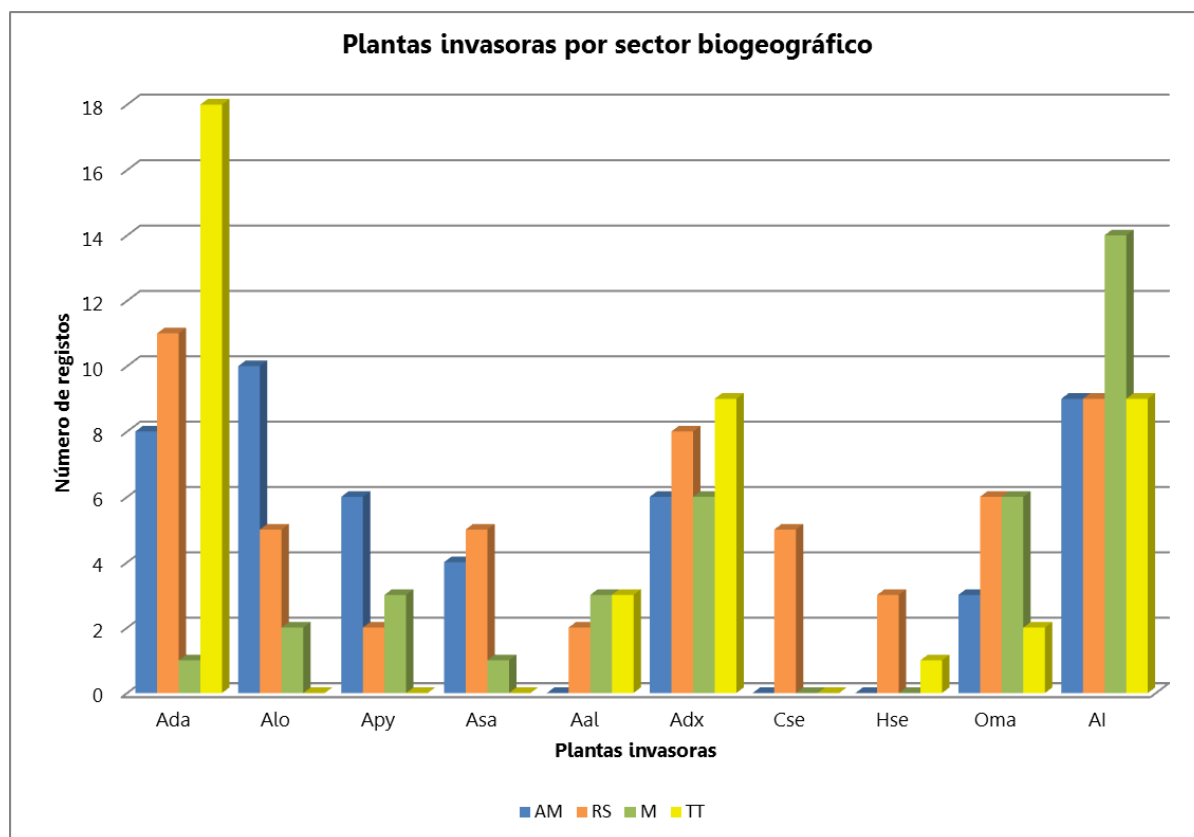
Em 139 das 180 correspondências com as séries de vegetação (cerca de 77 %) está presente alguma das plantas invasoras em estudo (**Tabela 3**). Ou seja, pela positiva destacam-se 41 registos (cerca de 23%) de séries de vegetação em quadrículas sem qualquer planta invasora. A Província Lusitana-Andaluza Costeira, representada na área de estudo pelos sectores Ribatagano-Sadense (RS) e Algarvíco-Monchiquense (AM), encontra-se mais invadida (84 registos com plantas invasoras) do que a Província Mediterrânea Ibérica Ocidental (55 registos com plantas invasoras), representada pelos sectores Mariânico (M) e Toledano-Tagano (TT).

De acordo com o exposto, o sector Ribatagano-Sadense registou o maior número de correspondências com presença de invasoras (47), cerca de 34% do número total de registos com invasoras (n=139), evidenciando-se o distrito Sadense onde em todas as séries de vegetação reconhecidas (n=16) se observou sempre uma (ou mais) das planta(s) invasora(s) em estudo. Similarmente, os distritos Ribatagano e Serrano Mamedano têm um elevado número de presenças de invasoras (n=22 e 19, respectivamente), apresentando cada um

apenas uma ausência (n=1). Este maior número de registos na serra de S. Mamede poderá justificar-se pelo clima diferenciado com traços atlânticos (Cancela d'Abreu et al. 2004).

Por outro lado, é também no sector Ribatagano-Sadense, mais propriamente no distrito Serrano Arrabidense, que se verifica, a par com o observado no distrito Cacerenho, maior número de séries de vegetação sem qualquer uma das plantas invasoras em estudo (n=8), seguidos pelo distrito Alentejano (n=7).

As espécies invasoras analisadas distribuem-se no território de forma distinta, como se pode ver através da matriz de correspondências entre uma determinada invasora e as séries de vegetação, de acordo com o sector e distrito biogeográfico onde foram reconhecidas (**Figura 26** e **Tabela 6**). Esta informação é complementada pelos **Anexos IV** (caracterização efectuada nas quadrículas durante o trabalho de campo) e **V** (caracterização das séries de vegetação).



**Figura 26** – Número de correspondências entre uma planta invasora e as séries de vegetação, por sector biogeográfico

(Sectoros Biogeográficos: AM- Algarvico-Monchiquense; RS - Ribatagano-Sadense; M - Mariânico; TT - Toledano-Tagano; Plantas invasoras: Ada - *Acacia dealbata*; Alo - *A. longifolia*; Apy - *A. pycnantha*; Asa - *A. saligna*; Aal - *Ailanthus altissima*; Adx - *Arundo donax*; Cse - *Cortaderia selloana*; Hse - *Hakea sericea*; Oma - *Opuntia maxima*; AI - Ausência de plantas invasoras).

Destaca-se, tal como na **Figura 23**, a correspondência com todas as espécies invasoras em estudo no sector Ribatagano-Sadense, indiciando que esta unidade biogeográfica será a mais susceptível a invasão pelas espécies seleccionadas. De salientar ainda que *C. selloana*

### III – Resultados e Discussão

(n=5) apenas foi registada com correspondência com alguma série de vegetação neste sector. Possivelmente deve-se à prevalência nesta unidade biogeográfica de habitats litorais que se destacam dos restantes pela sua elevada dinâmica, mais vezes sujeitos a perturbações, quer naturais quer antrópicas, e pela maior probabilidade das plantas serem transportadas (Kalusová et al. 2013). A conjugação destes factores determina que as condições ecológicas neste sector são favoráveis à invasão. Por outro lado, no sector Toledano-Tagano, tal como referido anteriormente, não se registou qualquer correspondência com *A. longifolia* (n=17), *A. pycnantha* (n=11) e *A. saligna* (n=10). Nos sectores Mariânico e Algárvico-Monchiquense não se registou *H. sericea* (n=4), e *A. altissima* (n=8) encontra-se apenas ausente do sector Algárvico-Monchiquense.

O maior número de registos foi de *A. dealbata* (n=38), dos quais se destacam 18 no sector Toledano-Tagano, seguido de *A. donax* (n=29), *O. maxima* (n=17) e *A. longifolia* (n=17). De um modo geral, e independentemente da localização, pode considerar-se que existe um predomínio destas quatro espécies de plantas. Tal poderá dever-se ao maior número de séries de vegetação onde cada uma destas plantas invasoras ocorre tendencialmente, e/ou à vasta extensão que determinada série pode ter potencialmente no território. Estas, e outras considerações serão abordadas com detalhe, mais abaixo (**alínea a**), na análise efectuada para cada espécie invasora.

Tabela 6 - Matriz de correspondência entre as séries de vegetação e as plantas invasoras com identificação das quadrículas onde foram reconhecidas

Tipo	Abreviatura	Séries de vegetação	Ada	Alo	Apy	Asa	Aal	Adx	Cse	Hse	Oma	AI
<i>Séries climatófilas e edafófilas</i>												
C e EX	MCQR	<i>Myrto communis-Quercus rotundifoliae</i> S.			M.AV1; M.AV4 e M.AV5						M.AL2; M.AV2; M.AV3; M.AV4 e M.AV5	M.AL1
EX	PBQR	<i>Pyro bourgaeanae-Quercus rotundifoliae</i> S.									TT.M3	TT.C1; TT.C6 e TT.C8
C e EX	RLQR	<i>Rhamno laderoi-Quercus rotundifoliae</i> S.									M.B4	M.B1; M.B2; M.B3; M.B5 e TT.C7
C e EX	ROQR	<i>Rhamno oleoidis-Quercus rotundifoliae</i> S.			AM.A3 e AM.A4	AM.A4					AM.A3 e AM.A4	AM.A2 e M.AL3
C	ANQS	<i>Aro neglecti-Quercus suberis</i> S.	AM.CV2; AM.CV3; RS.R1; RS.R2; RS.R3; RS.S4	AM.CV2; AM.CV3; RS.S4 e RS.S5		RS.S3 e RS.S5				RS.R1 e RS.R4	AM.A1; RS.R1; RS.R2; RS.R3; RS.R4 e RS.S5	
C	AAQS	<i>Asparago aphylli-Quercus suberis</i> S.	RS.R5	M.AL4 e RS.A1	RS.R5				RS.A1			M.AL5
C e EX <sub>sec.</sub>	LVQS	<i>Lavandulo viridis-Quercus suberis</i> S.	AM.M3 e M.AL1	AM.PV1 e M.AL1	AM.PV1; AM.PV3 e AM.M1	M.AL1						AM.M4
C e EX <sub>sec.</sub>	SHQS	<i>Sanguisorbo hybridae-Quercus suberis</i> S.	TT.C8; TT.M2; TT.M3 e TT.M7								TT.C4	TT.C7 e TT.M1
C e TH	ASQM	<i>Avenello strictae-Quercus marianicae</i> S.	AM.M2	AM.CV3								AM.CV2 e AM.M4
C	AUQP	<i>Arbuto unedonis-Quercus pyrenaicae</i> S.	TT.M2 e TT.M5							TT.M5		
C e TH	ASQB	<i>Arisaro simorrhini-Quercus broteroi</i> S.						RS.A2	RS.A2			RS.A1 e RS.A5
C	ASQP	<i>Arisaro simorrhini-Quercus pyrenaicae</i> S.	TT.C2; TT.C5; TT.M1; TT.M4 e TT.M6				TT.C4 e TT.M1					TT.C3
C	PTQB	<i>Pistacio terebinthi-Quercus broteroi</i> S.										M.B4
TH	UWQB	<i>Ulici welwitschiani-Quercus broteroi</i> S.										TT.C7
C	VTQR	<i>Viburno tini-Quercus rivasmartinezii</i> S.										RS.A4
C	ANOS	<i>Aro neglecti-Oleo sylvestris</i> S.										M.AL3
C	VTOS	<i>Viburno tini-Oleo sylvestris</i> S.			RS.A5	RS.A5	RS.A5		RS.A2			RS.A3 e RS.A4
EH	SSAG	<i>Scrophulario scorodoniae-Alneto glutinosae</i> S.	RS.R2; TT.M3 e TT.M6									
EH	SAA	<i>Salici atrocinerneo-australis</i> S.	AM.M2; RS.R2; RS.R5; TT.M3 e TT.M6	AM.CV3				AM.CV1; TT.C4; TT.C6 e TT.M7				M.AL1

III – Resultados e Discussão

Tipo	Abreviatura	Séries de vegetação	Ada	Alo	Apy	Asa	Aal	Adx	Cse	Hse	Oma	AI
EH	RFFA	<i>Ranunculo ficariae-Fraxino angustifoliae</i> S.	AM.CV2; AM.M2; AM.M3; RS.R2; RS.R5; RS.S4; TT.C5; TT.C6 e TT.M6	AM.CV3			M.B4; M.B5; RS.S5 e TT.C4	AM.A2; AM.A4; AM.CV1; AM.CV3; AM.PV1; M.AL2; M.AL3; M.AV2; M.AV3; M.AV4; M.B3; RS.R1; RS.R2; RS.R3; RS.S1; RS.S2; RS.S5; TT.C4; TT.C5; TT.C6; TT.C7; TT.M6 e TT.M7	RS.R1 e RS.R2	RS.R1		M.AL1; RS.R4 e TT.C3
EH	OCUM	<i>Opopanaco chironii-Ulmeto minoris</i> S.					M.B4					M.AL3
<b>Minorisséries</b>												
EX	DGJN	<i>Daphno gnidii-Junipero navicularis</i> S.		AM.CV1		AM.CV1		RS.S2				
EX	OQJT	<i>Osyrio quadripartitae-Junipero turbinatae</i> S.		AM.A1; AM.CV1; AM.CV4; RS.S2 e RS.S3	AM.A1	AM.CV1; AM.CV4; RS.S2 e RS.S3						AM.PV2
EX	QCJT	<i>Querco cocciferae-Junipereto turbinatae</i> S.									RS.A5	AM.PV2; AM.PV3; RS.A2; RS.A3 e RS.A4;
EH	OCNO	<i>Oenanthe crocatae-Nerio oleandri minoris</i> sigmetum										M.AV2 e M.AV5
<b>Permassérie</b>												
EX	GTCP	<i>Genisto triacanthi-Cisteto palhinhae</i> permasigmetum										AM.CV1 e AM.CV4

**Nota: Tipo** - Tipo de série de vegetação (C - climatófila; EX - edafoxerófila e EH - edafo-higrófila); **Abreviatura** - Abreviatura do nome da série de vegetação; **Ada** - *Acacia dealbata*; **Alo** - *A. longifolia*; **Apy** - *A. pycnantha*; **Asa** - *A. saligna*; **Aal** - *Ailanthus altissima*; **Adx** - *Arundo donax*; **Cse** - *Cortaderia selloana*; **Hse** - *Hakea sericea*; **Oma** - *Opuntia maxima*; **AI** - Ausência de planta invasora; **Sector Algárvico-Monchiquense (AM)**: **A**- Algarviense; **CV** - Costeiro Vicentino; **M** - Serrano Monchiquense e **PV** - Promontório Vicentino; **Sector Mariânico (M)**: **A** -Alentejano; **B** - Badajoceno e **AV** - Andevalense; **Sector Ribatagano-Sadense (RS)**: **R** - Ribatagano; **S** - Sadense e **A** - Serrano Arrabidense; **Sector Toledano-Tagano (TT)**: **C** - Cacerenho e **M** - Serrano Mamedano

De forma a facilitar a leitura, o número de vezes que determinada planta invasora foi detectada numa das séries de vegetação reconhecidas encontra-se resumido na **Tabela 7**.

**Tabela 7** - Número de correspondências entre as plantas invasoras e as séries de vegetação. (Ada - *Acacia dealbata*; Alo - *A. longifolia*; Apy - *A. pycnantha*; Asa - *A. saligna*; Aal - *Ailanthus altissima*; Adx - *Arundo donax*; Cse - *Cortaderia selloana*; Hse - *Hakea sericea*; Oma - *Opuntia maxima*; AI - Ausência de plantas invasoras; As abreviaturas das séries de vegetação seguem as indicadas na Tabela 6)

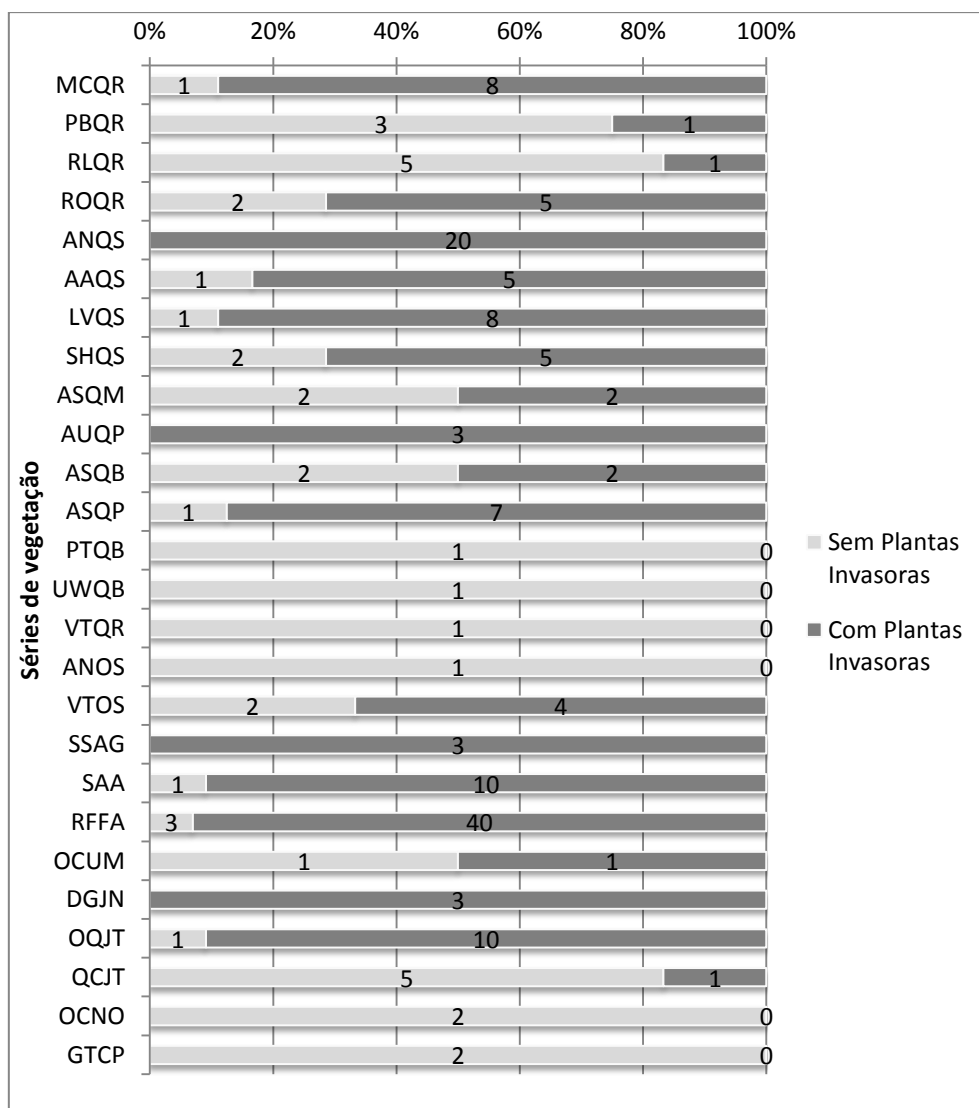
Séries de vegetação	Ada	Alo	Apy	Asa	Aal	Adx	Cse	Hse	Oma	AI	Total
<b>Séries climatófilas e edafófilas</b>											
MCQR			3						5	1	9
PBQR									1	3	4
RLQR									1	5	6
ROQR			2	1					2	2	7
ANQS	6	4		2				2	6		20
AAQS	1	2	1				1			1	6
LVQS	2	2	3	1						1	9
SHQS	4								1	2	7
ASQM	1	1								2	4
AUQP	2							1			3
ASQB						1	1			2	4
ASQP	5				2					1	8
PTQB										1	1
UWQB										1	1
VTQR										1	1
ANOS										1	1
VTOS			1	1	1		1			2	6
SSAG	3										3
SAA	5	1				4				1	11
RFFA	9	1			4	23	2	1		3	43
OCUM					1					1	2
<b>Minorisséries</b>											
DGJN		1		1		1					3
OQJT		5	1	4						1	11
QCJT									1	5	6
OCNO										2	2
<b>Permassérie</b>											
GTCP										2	2
<b>Total</b>	<b>38</b>	<b>17</b>	<b>11</b>	<b>10</b>	<b>8</b>	<b>29</b>	<b>5</b>	<b>4</b>	<b>17</b>	<b>41</b>	<b>180</b>

De acordo com Chytrý et al. (2009), prevê-se que a região Mediterrânea, com excepção dos habitats costeiros litorais, corredores ripícolas e zonas agrícolas de regadio, tenha um baixo nível de invasão, o que vai de encontro às correspondências registadas neste trabalho.

### III – Resultados e Discussão

Existem três séries de vegetação que se destacam pela maior frequência de invasoras, designadamente o sobreiral das areias (*Aro neglecti-Quercus suberis* S.), o zimbral das areias (*Osyrio quadripartitae-Junipero turbinatae* S.) e o freixial (*Ranunculo ficariae-Fraxino angustifoliae* S.) - **Tabela 7 e Figura 27**. Em cada série percebe-se existir a prevalência de uma ou mais plantas invasoras, detectando-se no potencial de sobreiral das areias seis vezes a presença de *O. maxima*, e outras tantas de *A. dealbata*, assim como quatro de *A. longifolia*. Esta última acácia, a par com *A. saligna*, surge também de forma recorrente no zimbral das areias (n=5 e 4, respectivamente). No freixial destaca-se *A. donax* com 23 registos, aliás, o maior número de presenças observado de uma das invasoras em estudo numa determinada série.

Das espécies estudadas destaca-se ainda *A. dealbata* que ocorre num maior número de comunidades, como será analisado de seguida de forma mais detalhada.



**Figura 27** – Percentagem de vezes que determinada série foi identificada com ou sem plantas invasoras.  
(As abreviaturas das séries de vegetação seguem as indicadas na Tabela 6)



Só não se observou qualquer planta invasora em três séries climatófilas (carrascal de *Viburno tini-Quercus rivasmartinezii* S. - **Figura 28a**, zambujal de *Aro neglecti-Oleo sylvestris* S - **Figura 28b** e carvalhal de *Pistacio terebinthi-Quercus broteroi* S.) e numa tempori-higrófila de carvalhal de *Ulici welwitschiani-Quercus broteroi* S. - **Figura 28c**. As comunidades vegetais maduras, com elevada biodiversidade e bem conservadas, funcionam como uma barreira contra a propagação de espécies invasoras, podendo desempenhar um papel importante na prevenção ou dificultando o seu estabelecimento (Blondel et al. 2010). Contudo, estas séries apenas foram reconhecidas uma vez, o que por si só não implica que as condições ecológicas dos territórios onde são potenciais inviabilizem a ocupação por uma das plantas invasoras.



**Figura 28** - Séries de vegetação sem invasoras **a)** Aspecto da comunidade potencial de carrascal de *Viburno tini-Quercus rivasmartinezii* S. ao fundo em encosta sobre a praia de Galapinhos, no Distrito Serrano Arrabidense; **b)** Aspecto geral de zona cultivada onde o potencial é de *Aro neglecti-Oleo sylvestris* S., com destaque para os exemplares de azinheira (*Quercus rotundifolia*) na zona mais elevada em Beringel, no Distrito Alentejano **c)** *Quercus broteroi*, em potencial de *Ulici welwitschiani- Quercus broteroi* S., nas margens da ribeira de Seda, no Distrito Cacerenho.

Na minorissérie do loendral de *Oenanthe crocatae-Nerio oleandri* minorisigmetum (**Figura 29a**) e na permassérie do esteval de *Genisto triacanthi-Cisteteto palhinhae* permasigmetum (**Figura 29b**) também não se registaram plantas invasoras. Estas comunidades foram

### III – Resultados e Discussão

observadas apenas duas vezes pelo que, tal como anteriormente, não se pode comprovar com tão poucos registos a sua maior resistência à invasão.



**Figura 29** – Séries de vegetação sem invasoras: **a)** Aspecto do loendral de *Oenanthe crocatae-Nerio oleandri* S. em Martinlongo, Distrito Andevalense; **b)** Aspecto do esteval endémico de *Genisto triacanthi-Cisteto palhinhae* permasigmetum em Odeceixe, Distrito Promontório Vicentino.

De salientar que a única espécie invasora que se observou quando se reconheceram os azinhais de *Pyro bourgaeanae-Quercus rotundifoliae* S. ou de *Rhamnus laderoi-Quercus rotundifoliae* S. e o carrascal de *Quercus cocciferae-Juniperus turbinatae* S. foi *O. maxima* (nas quadrículas TT.M3, M.B4 e RS.A5, respectivamente). Nestas unidades de amostragem, esta espécie surge sempre em encostas rochosas, numa extensão de até 1 ha, ocupando a posição edafoixerófila.

#### **a. Plantas invasoras no território: Condições ecológicas de invasão**

Nesta secção analisa-se e discute-se a distribuição de cada espécie invasora seleccionada nos territórios biogeográficos e a correspondência com as séries de vegetação para estabelecer intervalos bioclimáticos, identificar habitats e condições ecológicas que potenciam o processo de invasão, comparando com os locais onde ocorrem de forma nativa. Para além destas, foi registada a presença de outras espécies invasoras, designadamente *Acacia cyclops*, *Acacia melanoxylon*, *Acacia mearnsii*, *Acacia retinodes*, *Agave americana*, *Carpobrotus edulis*, *Conyza* spp., *Gleditsia triacanthos*, *Hakea salicifolia*, *Phytolacca americana*, *Ricinus communis* e *Robinia pseudocacia* (**Anexo IV**).

### i. *Acacia dealbata* Link

A mimosa (*A. dealbata*) detectada na área de estudo a ocupar as séries climatófilas e edafófilas (**Tabela 6**) principalmente no sector Toledano-Tagano e na Província Lusitana-Andaluza Costeira, ocorre, de acordo com os mapas bioclimatológicos (Monteiro-Henriques 2010; Monteiro Henriques et al. 2016), em territórios de influência atlântica, nomeadamente no sub-hiperoceânico acentuado a euoceânico atenuado, de termomediterrâneo superior a mesomediterrâneo superior e de seco superior a húmido inferior (**Anexo VI**). Os referidos limites bioclimáticos são suportados pela diagnose feita pelas séries de vegetação reconhecidas (**Tabela 8**), podendo ainda considerar-se no território estudado, de acordo com avistamentos de *A. dealbata* registados na zona da Fóia na serra de Monchique (Vila-Viçosa, comunicação pessoal), o limite de ombrótipo como húmido superior. Relativamente ao limite seco superior, é de assinalar que deve ser considerado apenas em locais mais oceânicos, isto é, com menor Índice de continentalidade (M.AL1, AM.CV2 e AM.CV3) e também em situações edafo-higrófilas ou edafocompensadas.

**Tabela 8** - Diagnose bioclimática das séries de vegetação onde foi identificada *Acacia dealbata*  
(**Tipo e séries de vegetação** - veja-se informação da Tabela 6; **Termótipo e Ombrótipo**: Inf. - Inferior; Sup. - Superior).

Tipo	Séries de vegetação	Termótipo				Ombrótipo						Substrato	
		Termomediterrâneo		Mesomediterrâneo.		Seco		Sub-húmido		Húmido		Básico	Ácido
		Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.		
C	ANQS	■	■			■	■	■					■
C	AAQS		■	■				■	■	■	■		■
C	LVQS	■	■					■	■	■			■
C	SHQS			■	■			■	■	■			■
C	ASQM	■	■					■	■	■	■		■
C	AUQP			■	■			■	■	■			■
C	ASQP	■	■					■	■	■	■		■
EH	SSAG	■	■			■	■	■	■	■	■		■
EH	SAA	■	■			■	■	■	■				■
EH	RFFA	■	■			■	■	■	■				■

#### Legenda

<b>Termótipo:</b>	■ - Termomediterrâneo inferior	■ - Termomediterrâneo superior	■ - Mesomediterrâneo inferior
	■ - Mesomediterrâneo superior		
<b>Ombrótipo:</b>	■ - Seco inferior	■ - Seco superior	■ - Sub-húmido inferior
	■ - Sub-húmido superior	■ - Húmido inferior	■ - Húmido superior

Esta invasora foi observada principalmente em zonas com matos, por vezes no subcoberto de pinhal, eucaliptal, margens de vias de comunicação, de ribeiras, barragens e canais de irrigação (**Anexo IV**). Confirma-se assim que é uma planta com capacidade de propagação em locais perturbados (Davis et al. 2000), mesmo quando está limitada à comunidade secundária. Concretamente considerou-se comunidade secundária a presença de *A. dealbata* confinada às margens da rede viária em quadrículas cujo potencial climatófilo é azinhal de *Myrto communis-Quercu rotundifoliae* S. (M.AL2 e M.AV5), adaptado a locais com pouca

### III – Resultados e Discussão

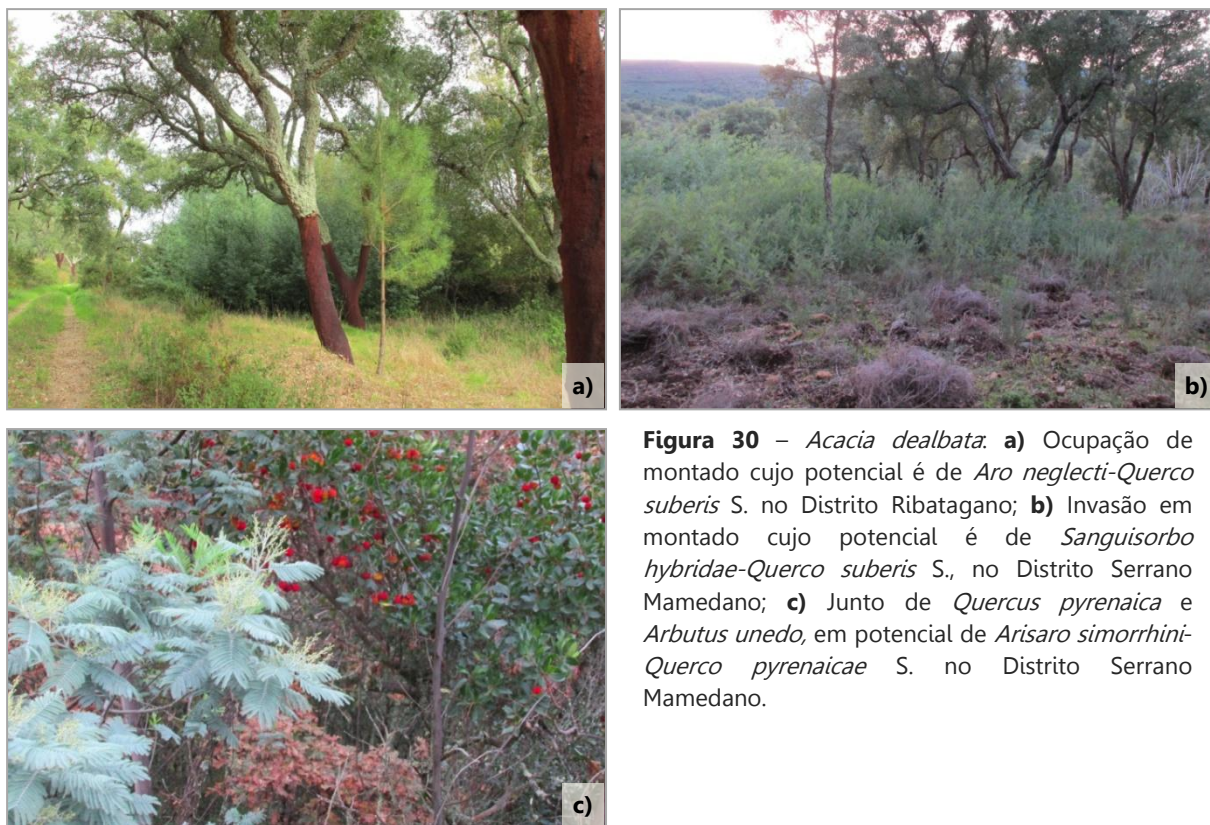
pluviosidade (seco a sub-húmido inferior). As plantas que são cortadas de modo recorrente durante a manutenção das bermas de estradas tendem a rebentar de raiz e touça, aumentando o efectivo populacional, no entanto não representam perigo iminente para as comunidades adjacentes, desde que não cheguem a produzir semente. Por sua vez, as plantas que chegam a adultas em solos com maior profundidade e que são poupadas ao corte, conseguem produzir sementes, que poderão ser transportadas pelo vento (DAISIE 2008), possibilitando a propagação e a criação de novos focos de invasão nos biótopos com condições ecológicas favoráveis.

O mesmo sucede quando esta planta ocupa locais com algum tipo de potencial climatófilo ou edafófilo, pois ao estarem reunidas as condições bioclimáticas e edáficas apropriadas, e na ausência de controlo, verifica-se um maior número de exemplares adultos capazes de produzir semente, o que facilita o processo de invasão. Refira-se a título de exemplo as quadrículas onde foi observada em áreas superiores a 100 m<sup>2</sup>: AM.CV3, AM.M3, RS.R2, RS.S4, TT.C2, TT.C5, TT.M1, TT.M3, TT.M4, TT.M5, TT.M6 e TT.M7.

Foi identificada 20 vezes em sete séries de vegetação potencial climatófila (**Tabela 7** e **Anexo IV**), nomeadamente nos sobreirais de *Aro neglecti-Quercus suberis* S. (n=6; **Figura 30a**), *Asparago aphylli-Quercus suberis* S. (n=1), *Lavandulo viridis-Quercus suberis* S. (n=2) e de *Sanguisorbo hybridae-Quercus suberis* S. (n=3; **Figura 30b**) e nos carvalhais de *Avenello strictae-Quercus marianicae* S. (n=1), *Arbuto unedonis-Quercus pyrenaicae* S. (n=2) e de *Arisaro simorrhini-Quercus pyrenaicae* S. (n=5; **Figura 30c**). Tal como na região onde é nativa ocorre em potencial esclerófilo (Maslin & McDonald 2004) representado pelos sobreirais, mas surge ainda no potencial de carvalho marcescente de *Quercus marianica* (carvalho-mariânico) e caducifólio de *Q. pyrenaica* (carvalho-negral).

Em nove destas quadrículas observou-se *A. dealbata* a ocupar as galerias ripícolas existentes, tal como na região de origem (CABI 2015), tendo-se contabilizado 17 registos em séries edafo-higrófilas, incluindo combinações entre elas. Cerca de metade corresponde ao potencial de freixial de *Ranunculo ficariae-Fraxino angustifoliae* S. (n=9; **Figura 31c**), que pode ocorrer em mosaico com o salgueiral de *Salici atrocinerneo-australis* S. (n=2; AM.M2 e RS.R5). Pontualmente observou-se a invasão por *A. dealbata* onde é possível ter amial de *Scrophulario scorodoniae-Alneto glutinosae* S. (n=3; **Figura 31a** e **b**) em mosaico com o salgueiral de *Salici atrocinerneo-australis* S. (RS.R2; TT.M3 e TT.M6).





**Figura 30** – *Acacia dealbata*. **a)** Ocupação de montado cujo potencial é de *Aro neglecti-Quercus suberis* S. no Distrito Ribatagano; **b)** Invasão em montado cujo potencial é de *Sanguisorbo hybridae-Quercus suberis* S., no Distrito Serrano Mamedano; **c)** Junto de *Quercus pyrenaica* e *Arbutus unedo*, em potencial de *Arisaro simorrhini-Quercus pyrenaicae* S. no Distrito Serrano Mamedano.

De referir que das restantes 11 quadrículas em que *A. dealbata* apenas ocupa o potencial climatófilo, houve seis onde não se reconheceu qualquer série edafo-higrófila (TT.C2, TT.C8; TT.M1, TT.M2, TT.M4 e TT.M5); quatro apresentam potencial de freixial, mas com presença de *A. donax* (AM.CV3, RS.R1 e TT.M7), *A. longifolia* (AM.CV3), *C. selloana* (RS.R1) ou *H. sericea* (RS.R1) e apenas uma não apresenta plantas invasoras na galeria ripícola (M.AL1). Esta observação indica que quando o grau de perturbação de um território permite a instalação de *A. dealbata* no potencial climatófilo, existe uma grande probabilidade do potencial edafo-higrófilo estar também invadido, pela mesma planta ou outra invasora.

Em Marvão (TT.M2) registou-se *A. dealbata* no sobreiral de *Sanguisorbo hybridae-Quercus suberis* S., como comunidade edafoixerófila em posição secundária, cuja presença se deve à utilização antrópica que limitou as condições edáficas que permitem o desenvolvimento do carvalhal climatófilo de *Arisaro simorrhini-Quercus pyrenaicae* S., associado a maior disponibilidade pluviométrica (lo). De qualquer modo, o sobreiral já era uma das comunidades afectadas por esta planta invasora.

A mimosa (*A. dealbata*) é provavelmente a espécie de acácia em estudo com maior capacidade de invasão no território seleccionado, pois produz um elevado número de sementes que são viáveis por muitos anos (CABI 2015) e tem uma elevada capacidade para se propagar vegetativamente (Lorenzo et al. 2010), prosperando tanto em potencial

### III – Resultados e Discussão

climatófilo, como edafo-higrófilo e até edafoxerófilo, desde que em ambientes húmidos (maior I<sub>o</sub>) ou oceânicos (menor I<sub>c</sub>). As inúmeras sementes produzidas podem ser transportadas por animais ou pela movimentação da água (Lorenzo et al. 2010) e esporadicamente pela acção de ventos fortes (DAISIE 2008), conseguindo invadir novas áreas facilmente.



**Figura 31** – *Acacia dealbata*: **a)** Em amial de *Scrophulario scorodoniae-Alno glutinosae* S. na ribeira de Lavre, no Distrito Ribatagano; **b)** No rio Caia onde existe mosaico de *Scrophulario scorodoniae-Alno glutinosae* S. com *Salici atrocinerneo-australis* S. no Distrito Serrano Mamedano; **c)** Invasão em potencial de de *Ranunculo ficariae-Fraxino angustifoliae* S., no distrito Ribatagano

#### ii. *Acacia longifolia* (Andrews) Willd.

Esta planta foi observada na área de estudo a ocupar áreas potenciais climatófilas e edafoxerófilas (**Tabela 6**), maioritariamente nos territórios litorais da Província Lusitana-Andaluza Costeira, que segundo os mapas bioclimatológicos (Monteiro-Henriques 2010; Monteiro-Henriques et al. 2016), correspondem ao eu-hiperoceânico atenuado a euoceânico acentuado, de termomediterrâneo inferior a mesomediterrâneo inferior e de seco inferior ao sub-húmido inferior (**Anexo VI**). A diagnose feita pelas séries de vegetação reconhecidas apoia os referidos limites bioclimáticos (**Tabela 9**).

**Tabela 9** - Diagnose bioclimática das séries e minorisséries de vegetação onde foi identificada *Acacia longifolia* (**Tipo e séries de vegetação** - veja-se informação da Tabela 6; **Termótipo e Ombrótipo**: Inf. - Inferior; Sup. - Superior; o esquema de cores segue a legenda da Tabela 8).

Tipo	Séries de vegetação	Termótipo				Ombrótipo						Substrato	
		Termomediterrâneo		Mesomediterrâneo.		Seco		Sub-húmido		Húmido		Básico	Ácido
		Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.		
C	ANQS	■	■			■	■	■	■				■
C	AAQS		■	■				■	■	■	■		
C	LVQS	■	■	■			■	■	■				
C	ASQM	■	■	■	■		■	■	■	■	■		
EX	DGJN	■	■			■	■	■	■				
EX	OQJT	■	■			■	■	■	■				
EH	SAA	■	■	■		■	■	■	■				
EH	RFFA	■	■	■	■	■	■	■	■				

Esta invasora surge principalmente em zonas com matos, dunares ou não, ou no subcoberto de eucaliptais e até mesmo numa exploração de sobro, onde se verificou que existe algum controlo indiscriminado através do corte de matos (**Anexo IV**). Como expectável, a abertura de clareiras favorece a germinação das sementes existentes no solo, tal como registado em Estibeira (AM.CV3) e Valverde (M.AL4), principal forma de reprodução encontrada.

A acácia-de-espigas (*A. longifolia*) foi identificada oito vezes em quatro séries de vegetação climatófila (**Tabela 7** e **Anexo IV**), nomeadamente nos sobreirais de *Aro neglecti-Quercus suberis* S. (n=4; **Figura 32a**), *Asparago aphylli-Quercus suberis* S. (n=2, **Figura 32b**) e de *Lavandulo viridis-Quercus suberis* S. (n=1), e no carvalhal de *Avenello strictae-Quercus marianicae* S. (n=1; **Figura 32c**). Foi também identificada seis vezes em potencial edafoixerófilo de zimbral (n=6), cinco delas no zimbral dominado por *Juniperus turbinata* (*Osyrio quadripartitae-Juniperus turbinatae* S. - **Figura 32d**) e uma no de *Daphno gnidii-Juniperus navicularis* S.. Parece assim confirmar-se a preferência da espécie pelas areias dunares e paleodunares (Marchante et al. 2008a; CABI 2015), dado o número de incidências nestas comunidades e a densidade com que ocorrem, maioritariamente em áreas maiores do que 100 m<sup>2</sup>, chegando a formar extensos acaciais (maiores que 1 ha).

Werner et al. (2010) indicam que *A. longifolia* é mais abundante na região norte de Portugal, sujeita a maior precipitação e a um período de seca menos intenso. No Sul, em condições de secura pluviométrica (ombrótipo seco), surge principalmente nos territórios litorais hiper-oceânicos, sujeitos a nevoeiros de advecção e com potencial para as séries psamófilas, do sobreiral de *Aro neglecti-Q. suberis* S. e dos zimbrals de *Osyrio quadripartitae-Juniperus turbinatae* S. e de *Daphno gnidii-Juniperus navicularis* S. (que ocorrem em solos profundos). Estes resultados comprovam a tolerância demonstrada pela espécie a *stress* hídrico moderado (Morais & Freitas 2012). Do mesmo modo, constata-se que *A. longifolia* é capaz de invadir, nestas zonas mais litorais, comunidades sob substrato rochoso de xisto, deixado a



### III – Resultados e Discussão

descoberto após o desaparecimento das areias superficiais, e onde se desenvolve potencialmente o carvalhal de *Avenello strictae-Quercus marianicae* S. (AM.CV3) ou o sobreiral de *Lavandulo viridis-Quercus suberis* S. em posição secundária edafoixerófila (AM.PV1).



**Figura 32** – *Acacia longifolia*. **a)** Em montado cujo potencial é de *Aro neglecti-Quercus suberis* S., no Distrito Costeiro Vicentino; **b)** Rebentação após corte de matos em potencial de *Asparago aphylli-Quercus suberis* S. no Distrito Alentejano; **c)** Sob-coberto de *Cistus ladanifer* em potencial de *Avenello strictae-Quercus marianicae* S. na Estibeira, no Distrito Costeiro-Vicentino; **d)** Junto a sabina-da-praia (*Juniperus turbinata*) em potencial de *Osyrio quadripartitae-Juniperus turbinatae* S. em Odeceixe, no Distrito Costeiro Vicentino

Por outro lado, possui capacidade para invadir comunidades climatófilas que se desenvolvem em solos pouco profundos, nomeadamente o sobreiral de *Asparago aphylli-Quercus suberis* S. (Espichel - RS.A1 e Valverde - M.AL4, onde a área de invasão supera 1 ha), em locais cujo ombrótipo alcança o sub-húmido inferior. Evidencia-se deste modo que a maior disponibilidade pluviométrica destes locais compensa a ausência de solos desenvolvidos.

Pontualmente identificou-se esta invasora em áreas de potencial edafo-higrófilo de freixial de *Ranunculo ficariae-Fraxino angustifoliae* S. com salgueiral de *Salici atrocinerio-australis* S., numa quadrícula com extensa invasão das comunidades climatófilas, tanto por *A. longifolia* como por *A. dealbata* (AM.CV3). No entanto, seria de esperar mais registos desta



planta invasora em potencial ripícola, dado que é um dos habitats ocupados na região de origem (CABI 2015).

### iii. *Acacia pycnantha* Bentham

Na área de estudo *A. pycnantha* ocupa com maior frequência as séries climatófilas e edafoxerófilas (**Tabela 6**) de territórios termófilos da província Lusitana-Andaluza Costeira, invadindo áreas onde foi plantada no sector Mariânico (M.AV1 e M.AV4). De acordo com os mapas bioclimatológicos (Monteiro-Henriques 2010; Monteiro-Henriques et al. 2016), vai desde o eu-hiperoceânico atenuado a semi-hiperoceânico atenuado, de termomediterrâneo inferior a mesomediterrâneo inferior e de seco inferior ao sub-húmido inferior (**Anexo VI**). Os referidos limites bioclimáticos são também apoiados pela diagnose feita pelas séries de vegetação reconhecidas (**Tabela 10**), com a ressalva de que esta acácia ocorre predominantemente em termomediterrâneo, podendo alcançar o andar mesomediterrâneo inferior em posições termófilas, tal como se verificou na quadrícula RS.R5 próxima de Ponte de Sor.

**Tabela 10** - Diagnose bioclimática das séries e minorissérie de vegetação onde foi identificada *Acacia pycnantha* (**Tipo e séries de vegetação** - veja-se informação da Tabela 6; **Termótipo e Ombrótipo**: Inf. - Inferior; Sup. - Superior; o esquema de cores segue a legenda da Tabela 8).

Tipo	Séries de vegetação	Termótipo				Seco		Ombrótipo		Húmido		Substrato	
		Termomediterrâneo		Mesomediterrâneo.		Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Básico	Ácido
		Inf.	Sup.	Inf.	Sup.								
C	MCQR												
C	ROQR												
C	AAQS												
C e EX	LVQS												
C	VTOS												
EX	OQJT												

Esta espécie foi identificada em zonas perturbadas, em bermas de caminhos de terra ou estradas; mesmo quando surge em matos/matagais, ou no subcoberto de pinhal e eucaliptal, situa-se próximo de alguma via de comunicação (**Anexo IV**). Registou-se a presença como comunidade secundária na margem externa da ribeira do Almargem (AM.A2), em posição elevada com muita exposição solar, provavelmente plantada para sombra. Apesar de produtora de sementes, não se considera uma ameaça para o potencial climatófilo de azinhal *Rhamno oleoidis-Quercu rotundifoliae* S.<sup>1</sup>, pelo menos enquanto se mantiver o interesse na exploração do pomar de produção de citrinos. Do mesmo modo, não representará perigo para a comunidade ripícola adjacente (potencial de freixial invadido por *A. donax*, ver adiante

<sup>1</sup> No Barrocal algarvio, a forte e secular acção antrópica converteu as áreas potenciais desta série em pomares de alfarrobeiras, oliveiras, amendoeiras e citrinos, relegando o azinhal às zonas mais inóspitas para a actividade agrícola e menos acessíveis (Pinto-Gomes & Ferreira, 2005)

### III – Resultados e Discussão

**alínea vi)** devido à preferência demonstrada em Portugal por locais secos (Marchante et al. 2014), corroborada neste trabalho.

Registada a ocupar o potencial climatófilo oito vezes (**Tabela 7** e **Anexo IV**), tanto em azinhais de *Myrto communis-Quercus rotundifoliae* S. (n=3) e *Rhamno oleoidis-Quercus rotundifoliae* S. (n=2; **Figura 33a**), como em sobreirais de *Asparago aphylli-Quercus suberis* S. (n=1) ou de *Lavandulo viridis-Quercus suberis* S. (n=1; **Figura 33b**), ocorrendo também em zambujal de *Viburno tini-Oleo sylvestris* S. (n=1).



**Figura 33** – Presença de *Acacia pycnantha* em: **a)** Matagal de *Pistacia lentiscus* e *Quercus coccifera* (1ª etapa de substituição do azinhal de *Rhamno oleoidis -Quercus rotundifoliae* S.), no Distrito Algarviense; **b)** Potencial de *Lavandulo viridis-Quercus suberis* S., no Distrito Promontório Vicentino.

De assinalar ainda a presença desta invasora no sobreiral de *Lavandulo viridis-Quercus suberis* S., sobre xistos esqueléticos, em posição secundária edafoixerófila (AM.PV1 e AM.PV3) e sobre duna litoral com potencial de *Osyrio quadripartitae-Junipero turbinatae* S., em Vila Real de Santo António (AM.A1). Depreende-se deste modo que *A. pycnantha* prospera melhor em ombrótipo seco, como se pode verificar pelo maior número de observações em potenciais climatófilos de azinhal (M.AV1, M.AV4, M.AV5, AM.A3 e AM.A4), o que permite deduzir que esta planta está bem adaptada a baixos níveis pluviométricos. Consegue contudo alcançar o andar sub-húmido inferior na Serra do Caldeirão (AM.M1), Serra da Arrábida (RS.A5) e próximo de Ponte de Sor (RS.R5), em solos pouco desenvolvidos (litossolos, cambissolos crómicos calcários e podzóis órticos, respectivamente). Tal como na região nativa ocupa vários tipos de solo (Maslin & McDonald, 2004). Porém, no Sul de Portugal as situações de maior invasão resultam de plantação em solos pedregosos derivados de xisto (M.AV1 e M.AV4), onde as suas sementes germinam em condições bastante adversas para a maioria das plantas autóctones. Trata-se assim de uma planta com potencial para invadir nos ambientes térmicos e secos do Sul do país.

#### iv. *Acacia saligna* (Labill.) H. L. Wendl.

Esta espécie, tal como *A. longifolia*, foi observada na área de estudo a ocupar áreas potenciais climatófilas e edafoixerófilas (**Tabela 6**), principalmente nos territórios litorais da Província Lusitana-Andaluza Costeira, que de acordo com os mapas bioclimatológicos (Monteiro-Henriques 2010; Monteiro-Henriques et al. 2016) correspondem ao sub-hiperoceânico acentuado a semi-hiperoceânico acentuado, termomediterrâneo, seco inferior a sub-húmido inferior (**Anexo VI**). As séries de vegetação reconhecidas suportam estes limites bioclimáticos (**Tabela 11**).

**Tabela 11** - Diagnose bioclimática das séries e minorisséries de vegetação onde foi identificada *Acacia saligna* (**Tipo e séries de vegetação** - veja-se informação da Tabela 6; **Termótipo e Ombrótipo**: Inf. - Inferior; Sup. - Superior; o esquema de cores segue a legenda da Tabela 8).

Tipo	Séries de vegetação	Termótipo				Ombrótipo						Substrato	
		Termomediterrâneo		Mesomediterrâneo.		Seco		Sub-húmido		Húmido		Básico	Ácido
		Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.		
C	ROQR	■	■			■	■	■	■	■	■	■	■
C	ANQS	■	■			■	■	■	■	■	■	■	■
C	LVQS	■	■	■			■	■	■	■	■	■	■
C	VTOS	■	■				■	■	■	■	■	■	■
EX	DGJN	■	■			■	■	■	■	■	■	■	■
EX	OQJT	■	■			■	■	■	■	■	■	■	■

Esta acácia foi observada principalmente em dunas costeiras, dunas e matagal sobre falésias mas também áreas perturbadas, como margens de caminhos e estradas (**Anexo IV**). Identificou-se ainda *A. saligna* nas imediações de uma habitação em Mértola (M.AV1), tendo sido considerada como comunidade secundária por se encontrar em território cujos solos são xistosos, onde potencialmente ocorre o azinhal de *Myrto communis-Quercus rotundifoliae* S. e por não aparentar comportamento invasor. Dado que a espécie tem preferência por solos profundos (Maslin & McDonald, 2004; CABI 2015) esta ocorrência justifica-se possivelmente pela criação artificial de solo, comum em áreas perturbadas.

Identificada cinco vezes em comunidades climatófilas (**Tabela 7** e **Anexo IV**), designadamente no sobreiral psamófilo de *Aro neglecti-Quercus suberis* S. (n=2) e no de *Lavandulo viridis-Quercus suberis* S. (n=1), no azinhal de *Rhamno oleoidis-Quercus rotundifoliae* S. (n=1) e no zambujal de *Viburno tini-Oleo sylvestris* S. (n=1). Nas últimas três está associada a um elevado grau de perturbação junto a barragem (M.AL1) ou margens viárias (AM.A4 e RS.A5), respectivamente. De assinalar que o registo de *A. saligna* em potencial de *Aro neglecti-Quercus suberis* S. na Mata dos Medos (RS.S3), mesmo numa área inferior a 100 m<sup>2</sup> de carrascal/lentiscal, demonstra que até o topo da arriba pode ser ocupado por esta invasora. De um modo geral, a vegetação natural da Mata está bem conservada, dominando os matagais no subcoberto de pinhal de *Pinus pinea*. Porém, a

### III – Resultados e Discussão

plataforma abaixo da arriba está coberta por um extenso acacial, resultado de plantações efectuadas no passado pelos Serviços Florestais, em que *A. saligna* é actualmente a espécie dominante. Dado que as sementes podem ser transportadas por aves (Sanz-Elorza et al. 2004) e pelos ventos marítimos (Meloni et al. 2015), é muito provável que este acacial possa ser a fonte de contaminação da arriba. Tendo em conta que a abertura do copado arbóreo favorece *A. saligna* (Del Vecchio et al. 2013), será prudente privilegiar uma gestão que mantenha uma elevada densidade arbórea na Mata, pois dependendo do banco de sementes disponível, poderá dar-se a substituição por acacial, p.ex. em caso de incêndio.

Esta planta, tal como *A. longifolia*, tem preferência por solos profundos e tende a invadir áreas consideráveis nas minorisséries edafoixerófilas de zimbral psamófilo, onde ocorre por quatro vezes em dunas cujo potencial é de *Osyrio quadripartitae-Junipero turbinatae* S. (**Figura 34**) e uma no de *Daphno gnidii-Junipero navicularis* S.. Aliás, é na minorissérie do zimbral dominado por *Juniperus turbinata* que esta planta invasora apresenta maior distribuição, dado que forma acaciais densos normalmente com áreas superiores a 1 ha, alterando a dinâmica própria dos sistemas dunares.



**Figura 34** – Invasão por *Acacia saligna* em potencial de zimbral de *Osyrio quadripartitae-Junipero turbinatae* S. na Costa da Caparica, distrito Sadense

#### v. *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle

O espanta-lobos (*A. altissima*) foi detectado poucas vezes na área de estudo (**Tabela 6**) Segundo os mapas bioclimatológicos (Monteiro-Henriques 2010; Monteiro-Henriques et al. 2016), oscila entre o semi-hiperoceânico acentuado a euoceânico atenuado, de



termomediterrâneo superior a mesomediterrâneo inferior e de seco superior a sub-húmido superior (**Anexo VI**). Os referidos limites bioclimáticos são apoiados pela diagnose feita pelas séries de vegetação climatófilas e edafo-higrófilas reconhecidas (**Tabela 12**).

**Tabela 12** - Diagnose bioclimática das séries de vegetação onde foi identificado *Ailanthus altissima* (**Tipo e séries de vegetação** - veja-se informação da Tabela 6; **Termótipo** e **Ombrotipo**: Inf. - Inferior; Sup. - Superior; o esquema de cores segue a legenda da Tabela 8).

Tipo	Séries de vegetação	Termótipo				Ombrotipo				Substrato			
		Termomediterrâneo		Mesomediterrâneo.		Seco		Sub-húmido		Húmido		Básico	Ácido
		Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.		
C	ASQP												
C	VTOS												
EH	RFFA												
EH	OCUM												

Observou-se esta invasora em margens ripícolas e zonas húmidas, associadas à rede viária, e em habitat urbano numa sebe de uma pequena área agrícola (**Anexo IV**). Foi identificada em duas séries climatófilas (**Tabela 7** e **Anexo IV**), nomeadamente no carvalhal de *Arisaro simorrhini-Quercus pyrenaicae* S. (n=2; TT.C4 e TT.M1) e no zambujal de *Viburno tini-Oleo sylvestris* S. (n=1; RS.A5; **Figura 35a**), comunidades que se desenvolvem em territórios cujo ombrotipo é no mínimo do tipo sub-húmido inferior. Contudo, pode surgir em ombrotipo seco, e tal como indica Kowarik (1983 *in* Kowarik & Säumel 2007), no Mediterrâneo, pode chegar a invadir os matagais de *Quercetum cocciferae*, geralmente com origem em bermas de estradas perturbadas. Estes matagais, representam normalmente a primeira etapa de substituição dos bosques de *Quercetalia ilicis*, mas nos territórios com ombroclima de seco a húmido podem representar comunidades permanentes nos biótopos xéricos e com solos pouco profundos (Costa et al. 2012).

O número de registos é demasiado baixo para se poder retirar conclusões, mas a presença desta invasora por cinco vezes em potencial edafo-higrófilo sugere que a mesma se instala preferencialmente em ambientes frescos. Tal ilação é suportada nas quadrículas com ombrotipo seco superior onde se identificou *A. altissima* exclusivamente nas margens ripícolas, em potencial de freixial de *Ranunculo ficariae-Fraxino angustifoliae* S. (RS.S5; M.B4; M.B5 - **Figura 35b**) e TT.C4) ou de olmal de *Opopanaco chironii-Ulmeto minoris* S. (M.B4; **Figura 35c**). De referir que tanto o zambujal como o olmal ocorrem em solos com argilas, o que permite acumular temporariamente água no solo, mas esta invasora também foi observada nos solos de aluvião arenosos típicos do freixial. Deste modo, percebe-se que *A. altissima* não demonstra grande exigência quanto ao tipo de substrato (Sanz Elorza et al. 2004).

### III – Resultados e Discussão



**Figura 35** – Invasão por *Ailanthus altissima*. **a)** Berma de estrada em potencial de *Viburno tini-Oleo sylvestris* S. próximo do Outão, no Distrito Serrano Arrabidense *Acacia*; **b)** Potencial de *Ranunculo ficariae-Fraxino angustifoliae* S., no distrito Badajocenho **c)** Em olmal de *Opopanaco chironii-Ulmeto minoris* S. por *Ailanthus altissima* em Varche, no Distrito Badajocenho.

Embora indiferente quanto à natureza química do substrato, prefere solos frescos e com forte disponibilidade em nutrientes (CABI 2015), tanto que, fora do âmbito deste trabalho, foi possível observar esta invasora frequentemente em áreas urbanas sobre substratos nitrófilos, nomeadamente em escombros. Contudo, face à sua agressividade propagativa (estolhos) também consegue ocupar o pouco substrato existente, em fendas de paredes verticais ou muros (ricos em nutrientes), e as suas raízes conseguem mesmo romper pavimentos (passeios, estradas), entre outros (Kowarik & Säumel 2007).

Devido ao modo de reprodução vegetativa por rebentamento de toiça e estolhos radiculares (DAISIE 2008), e à facilidade com que as sementes podem ser transportadas pelo vento (Kowarik & Säumel 2007) e pela água (Kowarik & Säumel 2008) trata-se de uma planta com grande capacidade de invasão, não só em Portugal como no resto do mundo (Sanz Elorza et al. 2004; CABI 2015).

#### **vi. *Arundo donax* L.**

A cana (*A. donax*) ocorre de forma esparsa pelo território estudado, maioritariamente em potencial edafo-higrófilo (**Tabela 6**) que segundo os mapas bioclimatológicos (Monteiro-Henriques 2010; Monteiro-Henriques et al. 2016), varia entre o eu-hiperoceânico atenuado

ao euoceânico atenuado, de termomediterrâneo inferior a mesomediterrâneo inferior e de seco inferior a sub-húmido inferior (**Anexo VI**). Estes intervalos bioclimáticos são também apoiados pela diagnose feita pelas séries de vegetação reconhecidas (**Tabela 13**).

**Tabela 13** - Diagnose bioclimática das séries e minorissérie de vegetação onde foi identificada *Arundo donax* (**Tipo e séries de vegetação** - veja-se informação da Tabela 6; **Termótipo e Ombrótipo**: Inf. - Inferior; Sup. - Superior; o esquema de cores segue a legenda da Tabela 8).

Tipo	Séries de vegetação	Termótipo				Ombrótipo				Substrato			
		Termomediterrâneo		Mesomediterrâneo.		Seco		Sub-húmido		Húmido		Básico	Ácido
		Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.		
TH	ASQB												
EX	DGJN												
EH	SAA												
EH	RFFA												

Esta planta foi observada em duas séries edafo-higrófilas (**Tabela 7 e Anexo IV**), maioritariamente nas margens ripícolas correspondentes ao freixial de *Ranunculo ficariae-Fraxino angustifoliae* S. (n= 23; **Figura 36a**), por vezes em mosaico com o salgueiral de *Salici atrocinereo-australis* S. (n=4; **Figura 36b**).



**Figura 36** – Invasão por *Arundo donax*. **a)** Em potencial de *Ranunculo ficariae-Fraxino angustifoliae* S., no distrito Algarviense; **b)** Em troço da ribeira de Sor onde existe mosaico de *Ranunculo ficariae-Fraxino angustifoliae* S. com *Salici atrocinereo-australis* S., no Distrito Cacerenho; **c)** Em concavidade sobre dunas onde o potencial é o zimbral edafoxerófilo de *Daphno gnidii-Junipero navicularis* S., no Distrito Sadense.

Normalmente, os territórios potenciais de freixial com solos ricos e profundos e que correspondem ao leito de cheia das ribeiras (Rivas-Martínez et al. 1980), são aproveitados para agricultura. Porém, o abandono da prática agrícola tradicional das últimas décadas poderá ser uma das causas para a expansão de *A. donax* em Portugal Continental, dado que

### III – Resultados e Discussão

a utilização dos colmos na agricultura foi a principal razão da sua introdução e cultivo (Portela-Pereira et al. 2010 *in* Portela-Pereira 2013). No presente trabalho, verificou-se que quase todas as comunidades potenciais de salgueiral e freixial se encontravam principalmente invadidas por *A. donax*, comprovando a sua necessidade de humidade edáfica (Sanz Elorza et al. 2004).

Podemos concluir que o potencial de propagação de *A. donax* é especialmente potenciado nas fitocenoses edafo-higrófilas, dada a possibilidade de transporte de fragmentos do rizoma pela água (Marchante et al. 2014), provocando novos focos de invasão a jusante. Uma das principais consequências da invasão por esta planta é a alteração da capacidade drenante das linhas de água, promovendo o assoreamento e consequente aumento do risco de cheias (Sanz Elorza et al. 2004; Monteiro et al. 2012).

Esta invasora foi observada também em pequenas escorrências junto a margens de estradas, depressões no terreno capazes de acumular água no solo ou a fazer sebe em pomares, hortas e quintais. Estas situações foram consideradas comunidades secundárias (n=10), não só pela ausência de continuidade espacial, como também pela alteração induzida pelo Homem e que proporcionou condições edáficas de humidade não condizentes com os potenciais climatófilos das respectivas quadrículas. Todavia, a localização em escorrências na plataforma do Espichel e em Alfarim/ Meco já foram consideradas com potencial para o desenvolvimento de *Arisaro simorrhini-Quercus broteroi* S. (RS.A2) e *Daphno gnidii-Junipero navicularis* S. (RS.S2; **Figura 36c**), respectivamente, devido às condições mesológicas dos locais serem favoráveis ao aparecimento dessas mesmas comunidades.

#### **vii. *Cortaderia selloana*** (Schult. & Schult.f.) Asch. & Graebn.

Esta herbácea foi detectada unicamente no sector Ribatagano-Sadense em potencial climatófilo, tempori-higrófilo e edafo-higrófilo (**Tabela 6**), que segundo os mapas bioclimatológicos (Monteiro-Henriques (2010; Monteiro-Henriques et al. 2016), corresponde a territórios semi-hiperoceânicos, de termomediterrâneo superior a mesomediterrâneo inferior e ombrótipo sub-húmido inferior (**Anexo VI**). Os referidos limites bioclimáticos são suportados pela diagnose feita pelas séries de vegetação reconhecidas (**Tabela 14**), que têm em comum o facto de se desenvolverem em territórios cujo ombrótipo é pelo menos sub-húmido inferior. Adicionalmente, esta planta consegue ocupar o termomediterrâneo inferior e ombrótipo seco superior em locais fora das áreas de amostragem (Observação do autor).



**Tabela 14** - Diagnose bioclimática das séries de vegetação onde foi identificada *Cortaderia selloana* (**Tipo e séries de vegetação** - veja-se informação da Tabela 6; **Termótipo** e **Ombrotipo**: Inf. - Inferior; Sup. - Superior; o esquema de cores segue a legenda da Tabela 8).

Tipo	Séries de vegetação	Termótipo				Ombrotipo						Substrato	
		Termomediterrâneo		Mesomediterrâneo.		Seco		Sub-húmido		Húmido		Básico	Ácido
		Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.		
C	AAQS												
TH	ASQB												
C	VTOS												
EH	RFFA												

Planta observada em arrelvados antropizados junto a estradas, berma de caminhos secundários e em zona com acumulação de água (**Anexo IV**). Esta invasora foi identificada, na maioria das vezes, em locais perturbados associados a corredores de transporte, afastados das zonas urbanas. Verifica-se que os locais com maior perturbação correspondem, como expectável (Domèneche & Vilà 2007), a uma maior área ocupada por esta espécie, designadamente na margem da estrada para o Cabo Espichel onde existe acumulação temporária de água (RS.A2).

Embora situada na margem de estrada, considera-se a presença próximo de Ponte de Sor (RS.R5) como comunidade secundária pois para além de pontual, está associada à alteração do local na construção do acesso viário.

A erva-das-pampas (*C. selloana*) foi identificada no distrito Arrabidense duas vezes em séries de vegetação climatófila (**Tabela 7**), nomeadamente no sobreiral de *Asparago aphylli-Quercus suberis* S. (RS.A1) e no zambujal de *Viburno tini-Oleo sylvestris* S. (RS.A2); e uma vez em potencial tempori-higrófilo de carvalho de *Arisaro simorrhini-Quercus broteroi* S. (RS.A2; **Figura 37**). No distrito Ribatagano foi possível associá-la em duas localizações distintas, mas correspondentes ao potencial edafo-higrófilo de freixial de *Ranunculo ficariae-Fraxino angustifoliae* S. (RS.R1 e RS.R2).

Apesar do baixo número de registos é possível verificar que em territórios mais oceânicos (menor Ic), e por isso com um clima mais ameno, esta espécie consegue ocupar as fitocenoses climáticas, enquanto em ambientes menos oceânicos ocupa as comunidades que necessitam de compensação edáfica, particularmente o freixial. Esta observação comprova, tal como na região de origem, a necessidade de solos com humidade (CABI 2015). De qualquer modo, a área ocupada por *C. selloana* nos locais amostrados verificou-se ser pequena (inferior a 100m<sup>2</sup>), o que poderá dever-se à ausência de plantas do sexo feminino e masculino suficientemente próximas (Sanz Elorza et al. 2004), ou ao princípio identificado por Domèneche et al. (2005) que indica que a presença desta herbácea tende a diminuir com a distância às áreas urbanas, ou baixos níveis de perturbação (Domèneche & Vilà 2007).



**Figura 37** – *Cortaderia selloana* em terreno baldio com potencial tempori-higrófilo de *Arisaro simorrhini-Quercus broteroi* S. no Distrito Serrano Arrabidense

Fora das áreas de amostragem, registou-se a ocupação de *C. selloana* em local perturbado junto a estrada, numa área até 1 ha, inserida no distrito Costeiro Vicentino, sujeito a elevada oceanicidade (Ic sub-hiperoceânico) e ombrótipo seco. De acordo com o Mapa de Avistamentos (Plantas invasoras em Portugal 2016) o litoral centro e norte de Portugal, mais oceânicos (Ic baixo) e com maior disponibilidade pluviométrica (Io do tipo húmido), apresenta um elevado número de registos, aparentando estar mais invadido por esta espécie. Poderá então inferir-se que se trata de uma planta que necessita de uma matriz oceânica e de humidade para prosperar, semelhante ao macrobioclima temperado (Rivas-Martínez 2007), podendo assim, com excepção das áreas litorais e das comunidades ripícolas, deduzir-se que apresenta menor capacidade de dispersão no Sul do país.

#### viii. *Hakea sericea* Schrader

A háquia-picante (*H. sericea*) foi observada poucas vezes no território de estudo (**Tabela 6**), ainda que com grande extensão. Segundo os mapas bioclimatológicos (Monteiro-Henriques 2010; Monteiro-Henriques et al. 2016), a sua presença oscila entre semi-hiperoceânico acentuado ao euoceânico acentuado, de termomediterrâneo superior a mesomediterrâneo superior e de sub-húmido inferior a húmido inferior (**Anexo VI**). Os referidos limites bioclimáticos são também apoiados pela diagnose feita pelas séries de vegetação climatófilas e edafo-higrófilas reconhecidas (**Tabela 15**). Apesar do número de registos ser baixo, é possível verificar com os dados recolhidos no Mapa de Avistamentos (Plantas invasoras em Portugal 2016), que esta invasora tende a ocupar áreas mais oceânicas (Ic

preferencialmente inferior a semi-híperoceânico) e com maior disponibilidade pluviométrica (lo sub-húmido superior a hiper-húmido) da região centro e norte de Portugal. Assim, poderá sugerir-se que a háquia-picante (*Hakea sericea*), tal como com a erva-das-pampas (*C. selloana*), parece ter uma preferência por ombrótipo no mínimo do tipo sub-húmido.

**Tabela 15** - Diagnose bioclimática das séries de vegetação onde foi identificada *Hakea sericea* (**Tipo e séries de vegetação** - veja-se informação da Tabela 6; **Termótipo e Ombrótipo**: Inf. - Inferior; Sup. - Superior; o esquema de cores segue a legenda da Tabela 8).

Tipo	Séries de vegetação	Termótipo				Ombrótipo						Substrato	
		Termomediterrâneo		Mesomediterrâneo.		Seco		Sub-húmido		Húmido		Básico	Ácido
		Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.		
C	ANQS												
C	AUQP												
EH	RFFA												

Identificada a ocupar áreas de mato no subcoberto de pinhal e em áreas perturbadas junto a estradas (**Anexo IV**), foi possível associar a sua presença a duas séries climatófilas (**Tabela 7**), nomeadamente ao sobreiral psamófilo de *Aro neglecti-Quercus suberis* S. (RS.R1 e RS.R4 - **Figura 38a**) e ao carvalhal de *Arbutus unedo-Quercus pyrenaica* S. (TT.M5; **Figura 38b**).



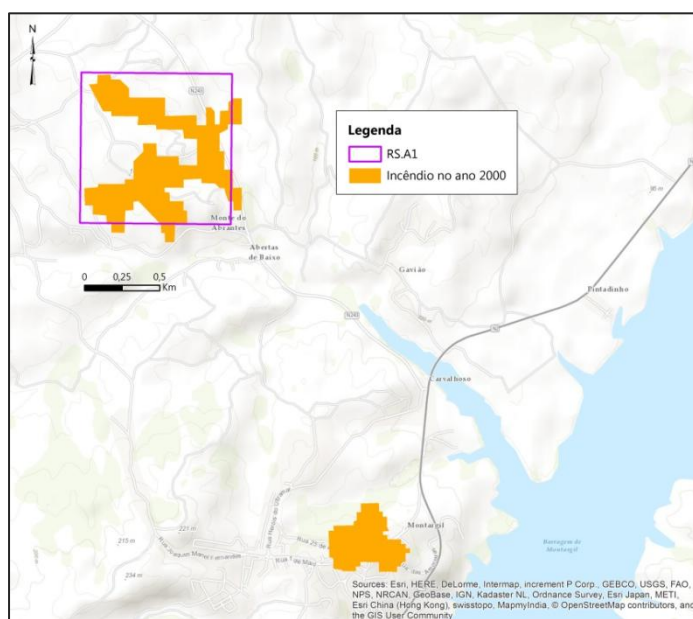
**Figura 38** – Invasão por *Hakea sericea* **a)** Em potencial de *Aro neglecti-Quercus suberis* S. no Distrito Ribatagano; **b)** Orla de pinhal situado em potencial de *Arbutus unedo-Quercus pyrenaica* S., no Distrito Serrano Mamedano; **c)** Em potencial de *Ranunculo ficariae-Fraxino angustifoliae* S., no distrito Ribatagano.

Contrariamente aos habitats onde ocorre na região de origem (Barker et al. 1999), esta invasora foi observada a invadir potencial edafo-higrófilo de *Ranunculo ficariae-Fraxino angustifoliae* S. (RS.R1; **Figura 38c**). Provavelmente esta ocupação é possível porque o solo

### III – Resultados e Discussão

de textura arenosa onde se desenvolvem os freixiais de *Ranunculo ficariae-Fraxino angustifoliae* S. é também favorável ao estabelecimento de *H. sericea*, por ter boa capacidade drenante (CABI 2015).

Sendo a propagação da espécie favorecida pelos fogos florestais (Pepo et al. 2009; Esler et al. 2009), compreende-se que os incêndios ocorridos na década passada nalguns dos locais amostrados (ICNF 2016<sup>1</sup>) tenham contribuído para a actual área ocupada por *H. sericea*. Especificamente, próximo da Barragem de Montargil (RS.A1) registou-se um incêndio no ano de 2000, em cerca de 45 ha (ICNF 2016) (**Figura 39**) que pode explicar a situação actual de



**Figura 39** – Localização da quadrícula amostrada RS.A1 e do incêndio ocorrido no ano de 2000, próximo da Barragem de Montargil.

Fonte: Cartografia nacional de áreas ardidas 2000-2008 (AFN-Autoridade Florestal Nacional/ DUDEF - Direção de Unidade de Defesa da Floresta); Universal Transverse Mercator (UTM) (NGA - National Geospatial-Intelligence Agency)

posição edafo-higrófila ocupada normalmente por freixial.

Na Serra de São Mamede (TT.M5) *H. sericea* ocupa actualmente uma clareira em encosta voltada a oeste, junto a Faixa de Gestão de Combustível secundária da rede eléctrica. Em 2003 a região foi fustigada por um incêndio de grandes proporções (cerca de 8.800 ha), que não chegou a atingir a actual zona afectada por *H. sericea* (ICNF 2016).

Provavelmente será esta a razão para que a área invadida não seja ainda maior, algo que pode mudar caso o cenário de fogo se repita.

#### ix. *Opuntia maxima* Miller.

A figueira-da-Índia (*O.maxima*), analogamente à cana (*A. donax*), ocorre na área de estudo de forma esparsa, invadindo potenciais climatófilos e edafoixerófilos (**Tabela 6**), que de acordo com os mapas bioclimatológicos (Monteiro-Henriques 2010; Monteiro Henriques et al. 2016),

<sup>1</sup> Cartografia nacional de áreas ardidas (formato “shapefile”) disponibilizada pelo Instituto de Conservação da Natureza e Florestas - ICNF (online)



vai de sub-hiperoceânico acentuado a semi-hiperoceânico atenuado, de termo a mesomediterrâneo inferior e de seco a sub-húmido superior (**Anexo VI**). Estes intervalos bioclimáticos estão de acordo com as séries de vegetação reconhecidas (**Tabela 16**), com a ressalva que, devido à prevalência de registos nas três séries climatófilas (**Anexo IV**), *O. maxima* terá preferência por instalar-se em territórios termomediterrânicos, cujas temperaturas são mais amenas, isto é, sujeitos a fraco rigor invernal. De notar que a única correspondência registada no andar sub-húmido superior verificou-se em posição edafoxerófila, o que permitiu deduzir que o ombrótipo desta planta pode variar do seco ao sub-húmido inferior.

Detectada frequentemente em matagais e matos, no subcoberto ou não de pinhal de pinheiro-bravo ou eucaliptal, mas também em áreas perturbadas como vias de comunicação, na proximidade de habitações, em sebes e quintais (**Anexo IV**).

**Tabela 16** - Diagnose bioclimática das séries de vegetação onde foi identificada *Opuntia maxima* (**Tipo e séries de vegetação** - veja-se informação da Tabela 6; **Termótipo e Ombrótipo**: Inf. - Inferior; Sup. - Superior; o esquema de cores segue a legenda da Tabela 8).

Tipo	Séries de vegetação	Termótipo				Ombrótipo				Substrato			
		Termomediterrâneo		Mesomediterrâneo.		Seco		Sub-húmido		Húmido		Básico	Ácido
		Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.		
C	MCQR												
EX	PBQR												
EX	RLQR												
C	ROQR												
C	ANQS												
EXs	SHQS												
EX	QCJT												

Foi observada 17 vezes, maioritariamente nas séries potenciais climatófilas de azinhal de *Myrto communis-Quercus rotundifoliae* S. (n=5; **Figura 40a**) ou de *Rhamno oleoidis-Quercus rotundifoliae* S. (n=2), e no sobreiral das areias de *Aro neglecti-Quercus suberis* S. (n=6). De destacar a área invadida por *O. maxima* superior a 1 ha nas areias do Distrito Sadense (RS.S5; **Figura 40b**), comprovando a capacidade de expansão nos solos bem drenados (Sanz Elorza et al. 2004) deste território termomediterrâneo seco.

Apesar de observada menos vezes em encostas rochosas, parece conseguir proliferar vigorosamente devido a ocupar áreas de até 1 ha (**Anexo IV**), evidenciando-se a sua resistência em biótopos secos (DAISIE 2008). Veja-se o registo em três séries potenciais edafoxerófilas, nomeadamente no zimbral de *Quercus cocciferae-Juniperus turbinatae* S. na serra da Arrábida (RS.A5; **Figura 40c**), e nos azinhais de *Pyro bourgaeanae-Quercus rotundifoliae* S. em Galegos (TT.M3) e de *Rhamno laderoi-Quercus rotundifoliae* S., próximo de Elvas (M.B4; **Figura 40d**). As Figuras **40a** e **40d** referem-se a zonas agrícolas não

### III – Resultados e Discussão

cultivadas, e por isso susceptíveis a uma maior invasão por *O. maxima* em caso de abandono permanente (Gimeno & Vilà 2002; Vilà et al. 2003).



**Figura 40** – Invasão por *Opuntia maxima* **a)** Em potencial de azinhal de *Myrto communis-Quercus rotundifoliae* S. em Guerreiros do Rio (Distrito Andevalense); **b)** Em potencial de sobreiral de *Aro neglecti-Quercus suberis* S. no Distrito Sadense; **c)** Em encosta rochosa, no potencial edafoxerófilo de *Quercus cocciferae-Junipero turbinatae* S., a contactar com o potencial de zambujal (*Viburno tini -Oleo sylvestris* S.) próximo do Outão, no Distrito Serrano Arrabidense; **d)** Em zona agricultada em potencial edafoxerófilo de *Rhamno laderoi-Quercus rotundifoliae* S. no Distrito Badajoceno.

Por vezes as encostas rochosas têm difícil acesso (**Figura 41**), o que indica que a expansão da planta nestas situações não se deve a acção humana directa, mas possivelmente a dispersão zoófila (p. ex. aves e javalis; Gimeno & Vilà 2002).

*Opuntia maxima* também ocupa uma posição edafoxerófila em Alpalhão (TT.C4), no sobreiral de *Sanguisorbo hybridae-Quercus suberis* S., mas de forma secundária, visto que o local onde foi identificada, devido à pouca espessura do solo e presença de afloramentos rochosos, não permite o desenvolvimento do potencial climatófilo do local (*Arisaro simorrhini-Quercus pyrenaicae* S.).

Alguns autores (Kiesling 1999; Blasco et al. 2015) reconhecem nesta espécie<sup>1</sup> duas adaptações ambientais, designadamente *Opuntia ficus-indica* f. *ficus-indica* (forma inerme que é cultivada) e *Opuntia ficus-indica* f. *amyclaea* (forma espinhosa assilvestrada).



**Figura 41-** *Opuntia maxima* em encosta rochosa inacessível na Serra da Arrábida

Blasco et al. (2015) concluíram que a forma espinhosa tem potencial invasor sob condições específicas (por ex., ilhas) enquanto a forma inerme não é invasora na Península Ibérica, pelo que pode ser utilizada livremente. Porém, os mesmos autores (2015) referem que na Península Ibérica a forma espinhosa surge com maior frequência em vedações de campos agricultados, resultando por vezes de um “assilvestramento” da forma inerme, sendo por isso possível observar na mesma planta cladódios com espinhos e outros inermes. Neste trabalho não se procurou distinguir as diferentes formas desta planta, mas as situações de maior invasão poderão eventualmente corresponder à forma espinhosa (f. *amyclaea*), enquanto a presença em sebes de pomares e vinhas, identificadas como comunidade secundária, parecem corresponder à forma inerme (f. *ficus-indica*).

As diferentes percepções sobre o potencial invasor e produtivo desta planta podem gerar conflitos de interesse em Portugal. Actualmente é possível instalar pomares de figueira-da-Índia com apoios comunitários (p. ex. PDR2020-3.2.1- Investimento na exploração agrícola), tendo sido atribuídos até 11 de Agosto de 2016 perto de 1.000.000,00€ (Autoridade de Gestão do PDR2020). Ou seja, neste momento promove-se a presença desta espécie no país, mas esta medida pode revelar-se imprudente quando se conhece o seu potencial invasor, que potencia a dispersão para longe dos locais onde foi introduzida, ainda que de uma forma lenta (CABI 2015).

<sup>1</sup> *Opuntia ficus-indica* (L.) Miller é sinónimo de *Opuntia maxima* Miller de acordo com informação da Flora Ibérica (Berthet 1990)

### III – Resultados e Discussão








#### x. Intervalos bioclimáticos - Síntese

A informação bioclimática apresentada e analisada anteriormente, encontra-se resumida nas **Tabelas 17 e 18**, indicando os intervalos onde a invasão por cada uma das plantas em estudo é mais provável.

**Tabela 17** - Intervalos bioclimáticos - Índice de continentalidade das plantas invasoras em estudo (continentalidade: at - atenuado; ac - acentuado; o esquema de cores segue a paleta utilizada nos mapas do Anexo III e VI).

Planta Invasora	Continentalidade						
	Eu-Hiperoceânico		Sub-Hiperoceânico		Semi-Hiperoceânico		Euoceânico
	at	ac	at	ac	at	ac	at
<i>Acacia dealbata</i>							
<i>Acacia longifolia</i>							
<i>Acacia pycnantha</i>							
<i>Acacia saligna</i>							
<i>Ailanthus altissima</i>							
<i>Arundo donax</i>							
<i>Cortaderia selloana</i>							
<i>Hakea sericea</i>							
<i>Opuntia maxima</i>							

#### Legenda

Continentalidade:  - Eu-Hiperoceânico atenuado     - Sub-Hiperoceânico acentuado     - Sub-Hiperoceânico atenuado  
 - Semi-Hiperoceânico acentuado     - Semi-Hiperoceânico atenuado     - Euoceânico acentuado  
 - Euoceânico atenuado

Das invasoras estudadas, *A. donax* demonstrou ter maior amplitude em termos de Índice de continentalidade, ocorrendo desde os territórios com clima mais oceânico aos menos oceânicos. Destacam-se ainda pela grande amplitude *A. dealbata* (sub-hiperoceânico a euoceânico) e *A. longifolia* (eu-hiperoceânico a euoceânico acentuado). Por sua vez *C. selloana* apresentou uma distribuição mais restrita na área de estudo, ocupando territórios ainda com alguma influência oceânica, mas menos (semi-hiperoceânico).



**Tabela 18** - Intervalos bioclimáticos - Índice de termicidade, índice ombrotérmico e tipo de substrato mais favorável à invasão pelas plantas invasoras em estudo  
(Termótipo e Ombrótipo: Inf. - Inferior; Sup. - Superior; o esquema de cores segue a legenda da Tabela 8).

Planta Invasora	Termótipo				Ombrótipo						Substrato	
	Termomediterrâneo		Mesomediterrâneo		Seco		Sub-húmido		Húmido		Básico	Ácido
	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.	Inf.	Sup.		
<i>Acacia dealbata</i>						(1)						
<i>Acacia longifolia</i>												
<i>Acacia pycnantha</i>			(2)									
<i>Acacia saligna</i>												
<i>Ailanthus altissima</i>												
<i>Arundo donax</i>												
<i>Cortaderia selloana</i>												
<i>Hakea sericea</i>												
<i>Opuntia maxima</i>												

Notas: (1) Relativamente ao limite seco superior, é de assinalar que deve ser considerado apenas em locais com menor Índice de continentalidade (Ic); (2) Pode alcançar o mesomediterrâneo inferior em posições termófilas.

Algumas espécies parecem prosperar melhor em locais amenos, tais como *A. pycnantha*, *A. saligna* e *O. maxima* (termomediterrâneo). Outras como *A. dealbata* e *H. sericea* demonstraram estar adaptadas a territórios com maior rigor invernal (mesomediterrâneo) e mais chuvosos (ombrótipos sub-húmido a húmido). Estas, a par com *A. longifolia* demonstraram preferência por invadir comunidades associadas a substratos do tipo ácido.

### b. Áreas prioritárias para intervenção e medidas de gestão

Tal como referido anteriormente, existem diferentes etapas no planeamento da gestão de invasoras. Assim tendo em conta que na implementação de um plano de gestão de espécies invasoras os recursos disponíveis são, na maioria das vezes, limitados é importante assegurar que sejam aplicados da melhor forma, em áreas prioritárias e em situações onde as probabilidades de sucesso sejam maiores (Marchante et al. 2014). Neste contexto, as áreas e espécies que devem ser geridas de forma prioritária no Sul de Portugal podem ser identificadas tendo em conta as exigências ecológicas determinadas anteriormente, assim como as respectivas estratégias de invasão indicadas na secção **IIb**. A probabilidade de sucesso do controlo será tanto maior quanto mais cedo a planta for detectada (**Figura 6** - pág 12) e controlada, sendo fundamental a monitorização, a adequação da metodologia de controlo e os controlos de continuidade.

Em primeiro lugar é importante identificar correctamente a(s) planta(s) invasora(s) a controlar, devendo a prioridade de intervenção recair nos locais que reúnam as melhores condições ecológicas para a(s) referida(s) planta(s).

### III – Resultados e Discussão

As condições ecológicas mais susceptíveis à invasão por cada uma das plantas invasoras em estudo, no que diz respeito ao tipo de ombrótipo, termótipo ou substrato e séries de vegetação correspondentes, assim como os tipos de controlo, encontram-se sintetizadas na **Tabela 19**. As intervenções devem ser efetuadas preferencialmente nos estágios mais vulneráveis do ciclo fenológico da planta e respeitando, sempre que possível, as épocas mais adequadas para a aplicação dos métodos de controlo seleccionados. Estes, por sua vez, deverão ser ajustados à situação de invasão e aos recursos disponíveis.

Tomando por base o conhecimento das exigências ecológicas que facilitam a invasão e tendo em conta a prioridade da detecção precoce e consequente resposta rápida, está-se em condições privilegiadas de intervir logo numa fase inicial da invasão, o que permite (de forma menos dispendiosa) impedir que as plantas venham a invadir áreas extensas, reduzindo, assim, os impactes ecológicos e económicos.

Em situações em que a planta invasora já esteja dispersa poderá optar-se pela erradicação, contenção ou controlo, dependendo da área afectada e dos recursos disponíveis. De forma geral, a erradicação deve ser considerada quando se reúnam meios suficientes e a área ocupada pela invasora seja inferior a 1 ha (Rejmánek et al. 2013), e a contenção para as plantas que têm uma estratégia de propagação mais lenta (p. ex. *O. maxima*).

**Tabela 19** - Identificação das condições ecológicas mais susceptíveis a invasão, da época e métodos de controlo adequados para cada uma das plantas invasoras em estudo

Planta invasora	Condições ecológicas mais susceptíveis a invasão	Época mais adequada *	Método de controlo *
<i>Acacia dealbata</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Ombrótipo pelo menos sub-húmido em potencial de carvalhal de carvalho-negral e de carvalho-mariânico e sobreiral; em ombrótipo seco próximo do litoral com marcada influência oceânica (Ic baixo) em potencial de sobreiral (<i>Aro neglecti-Q. suberis</i> S.)</li> <li>- Edafo-higrofilia (p. ex. margens de linhas de água em potencial de freixial, salgueiral e amial)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Antes da floração e frutificação (Inverno/ Primavera)</li> <li>- Crescimento vegetativo (quando o câmbio vascular activo, normalmente na Primavera e Outono)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Corte + Aplicação de herbicida na zona de corte</li> <li>- Descasque;</li> <li>- Injecção com herbicida</li> </ul>
<i>Acacia longifolia</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Preferencialmente em solos arenosos litorais no potencial de sobreiral e zimbral, mas também xistosos (pouco desenvolvidos) em potencial de sobreiral (<i>Lavandulo viridis-Q. suberis</i> S.) e de carvalhal (<i>Avenello strictae-Q. marianicae</i> S.), desde que sujeitos a maior influência oceânica (Ic baixo) ou a maior pluviosidade (I0 sub-húmido em potencial de sobreiral de <i>Asparago aphylli-Q. suberis</i> S.)</li> <li>- Edafo-higrofilia (p. ex. margens de linhas de água em potencial de freixial e salgueiral)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Início formação das gemas florais (dependente das condições, mas geralmente Maio a Julho)</li> <li>- Antes da maturação das sementes (até antes do fim da Primavera)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Controlo natural com <i>Trichilogaster acaciaelongifoliae</i></li> <li>- Corte e/ou</li> <li>- Corte + Aplicação de herbicida na zona de corte (se possível testar antes porque nem sempre rebenta de toixa)</li> </ul>
<i>Acacia pycnantha</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Termótipo termomediterrâneo e ombrótipo seco, em potencial de azinhal e zimbral psamófilo de <i>Juniperus turbinata</i>, pontualmente atingindo o sub-húmido inferior, em solos pouco desenvolvidos, em potencial de sobreiral e zambujal</li> <li>- Preferência por solos xistosos</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Antes da maturação das sementes (até antes do fim da Primavera)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Corte e/ou</li> <li>- Corte + Aplicação de herbicida na zona de corte</li> </ul>
<i>Acacia saligna</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Termótipo termomediterrâneo e ombrótipo seco em potencial de sobreiral e zimbrais psamófilos e pontualmente azinhal atingindo o sub-húmido, em potencial de zambujal</li> <li>- Preferência por solos arenosos</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Antes da maturação das sementes (Primavera)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Corte + Aplicação de herbicida na zona de corte</li> </ul>
<i>Ailanthus altissima</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Ambientes frescos, tende a ocupar preferencialmente as margens de linhas de água (freixial ou olmal)</li> <li>- Indiferente quanto à natureza do substrato, desde que rico em nutrientes, com potencial de carvalhal ou zambujal</li> <li>- Em ambientes urbanos instala-se em fendas de muros e escombros</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Aquando do término da renovação das folhas e da floração (Final da Primavera, até meados do Verão; crescimento activo)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Preferencialmente injecção com herbicida (plantas com diâmetro &gt; 5 cm);</li> <li>- Corte + Aplicação de herbicida na zona de corte.</li> </ul>

### III – Resultados e Discussão

Planta invasora	Condições ecológicas mais susceptíveis a invasão	Época mais adequada *	Método de controlo *
<i>Arundo donax</i>	- Posição edafo-higrófila (p. ex. margens de linhas de água e leito de cheia em potencial de salgueiral e freixial), e pontualmente como tempori-higrófila (em potencial de carvalho de carvalho-cerquinho) e em zimbral de <i>Juniperus navicularis</i> , adjacente a áreas agrícolas	- Qualquer altura  - Após a floração (Outono)	- Corte manual ou mecânico e remoção dos rizomas; - Corte + Aplicação de herbicida na zona de corte  - Aplicação de herbicida nos rebentos após um primeiro corte (planta em crescimento vegetativo)
<i>Cortaderia selloana</i>	- Territórios oceânicos com baixo Ic, em potencial de sobreiral, carvalho e zambujal - Em territórios menos oceânicos, pode instalar-se por compensação edáfica nas margens de linhas de água e zonas de leito de cheia, em potencial de freixial	- Qualquer altura  - Início da floração (final do Verão)	- Arranque mecânico; - Corte e remoção de raízes; - Corte + Aplicação de herbicida nos rebentos (pulverização no Outono)  - Corte das panículas (evitar produção de semente)
<i>Hakea sericea</i>	- Ombrótipo acima do sub-húmido, em territórios oceânicos com baixo Ic, em potencial de sobreiral, carvalho de carvalho-negral ou freixial	- Qualquer altura (ou antes da maturação da semente, só aplicável no 1º ano de produção de sementes)	- Corte manual ou mecânico (também aplicável em plantas jovens) e fogo controlado/ destroçamento da biomassa após 12-18 meses
<i>Opuntia maxima</i>	- Termótipo termomediterrâneo e ombrótipo seco, em potencial de azinhal ou sobreiral psamófilo (também em ombrótipo sub-húmido inferior) - Ombrótipo sub-húmido em posição edafoxerófila, no potencial de azinhal, sobreiral de <i>Sanguisorbo hybridae-Q. suberis</i> S. ou zimbral de <i>Quercus cocciferae-J. turbinatae</i> S., sobre superfícies esqueléticas e afloramentos rochosos	- Época das chuvas (Outono/ Inverno)  - Antes do desenvolvimento do fruto (Primavera)	- Arranque manual/ mecânico e remoção de raízes, antecedido ou não de corte dos caules  - Injecção com herbicida nos caules

\* - Estágio fenológico e métodos de controlo apropriados para indivíduos adultos (Adaptado de Plantas invasoras em Portugal 2015). Normalmente para plântulas e plantas jovens recorre-se a arranque manual e aplicação foliar de herbicida; nos substratos mais compactos, o arranque dos rebentos jovens (25-50 cm de altura) deve ser realizado na época das chuvas de forma a facilitar a remoção do sistema radicular, e a aplicação foliar de herbicida por pulverização deve ser limitada à espécie alvo. Para plantas jovens de *A. altissima*, até 15 cm de diâmetro, poderá aplicar-se herbicida na base da casca da planta, para plantas maiores a aplicação de herbicida deve ser precedida de descasque. Para *A. donax*, poderá recorrer-se ao arranque em indivíduos com até 2 m de altura, garantido a remoção de todo o rizoma. O recurso a fogo controlado é vantajoso para estimular a germinação do banco de sementes de *Acacia* spp., após controlo dos indivíduos adultos, ou para eliminar as suas plantas jovens. Também pode utilizar-se fogo controlado após 12-18 meses do corte dos indivíduos adultos de *H. sericea*, destruindo as sementes e plântulas, porém pode ter consequências para a vegetação nativa que possa existir. Para mais informação sobre a aplicação das diferentes técnicas de controlo poderá consultar-se <http://invasoras.pt/controlo/>.

Independentemente do tipo de intervenção seleccionada é fundamental considerar a recuperação das comunidades nativas, na medida em que estas poderão servir de barreira natural, limitando a expansão da invasora (Marchante et al. no prelo). Para tal, e à semelhança do que se fez neste trabalho, podem diagnosticar-se as séries de vegetação com base em bioindicadores vegetais, de modo a avaliar o estado de conservação do habitat e a determinar que plantas utilizar em eventuais revegetações. Devem privilegiar-se sempre as plantas autóctones existentes.

A aposta numa intervenção activa que inclua revegetação com plantas adequadas ao potencial climático, pode constituir a diferença na obtenção do sucesso no controlo da invasão (Gaertner et al. 2012; Kettenring & Adams 2011). Neste sentido, a selecção de espécies a empregar na recuperação deverá ter sempre em conta as séries de vegetação (climatófilas ou edafófilas), características do sector biogeográfico do local a recuperar, assim como as exigências ecológicas da(s) planta(s) a controlar.

Atendendo a que algumas das plantas invasoras em estudo beneficiam com luz directa, designadamente *Acacia* spp. (Sanz-Elorza et al. 2004, CABI 2015), *A. altissima* (DAISIE 2008), *A. donax* (Lambert et al. 2014) e *C. selloana* (Domèneche et al. 2005) poderá privilegiar-se o ensombramento, recorrendo à dinâmica vegetal progressiva, associada a sementeiras/plantações com espécies das etapas seriais mais próximas do *clímax* (arbustivas e arbóreas), caso se justifique, mas evitando mobilizações do solo (a perturbação pode despoletar a germinação de sementes).

A título de exemplo, no controlo das plantas invasoras que ocupam o potencial climatófilo do sobreiral psamófilo de *Aro neglecti-Quercus suberis* S, como é o caso de *A. dealbata*, *A. longifolia*, *A. saligna*, poderá optar-se pela sementeira/ plantação de sobreiro (*Quercus suber*), medronheiro (*Arbutus unedo*), folhado (*Viburnum tinus*), ou até mesmo tentar cobrir o solo com espécies herbáceas perenes, que são algumas das plantas bioindicadoras das etapas seriais da dinâmica progressiva (**Tabela 20**). Algumas plantas-chave, normalmente produzidas em viveiro, e que poderão proporcionar mais sombra dificultando a recuperação das invasoras são assinaladas a **negrito**. Relativamente às plantas que não são frequentemente comercializadas, poderá optar-se pela recolha de sementes do local e/ou áreas ecologicamente idênticas, e realizar-se sementeiras das espécies arbustivas em viveiro, com posterior plantação, ou até mesmo sementeira directa. No caso das herbáceas e lianas, poderá recorrer-se a hidro-sementeira com uma mistura de sementes apropriada ao território biogeográfico.

### III – Resultados e Discussão

**Tabela 20** - Identificação das associações vegetais da dinâmica serial do sobreiral de *Aro neglecti-Quercus suberis* sigmetum

Fisionomia da vegetação	Associações	Bioindicadores
<b>Bosque de sobreiro</b>	<i>Aro neglecti-Quercetum suberis</i>	<b><i>Quercus suber</i>, <i>Olea sylvestris</i>, <i>Smilax aspera</i> var. <i>altissima</i>, <i>Arum italicum</i> subsp. <i>neglectum</i> <i>Rubia peregrina</i> subsp. <i>longifolia</i>; <i>Asparagus aphyllus</i></b>
<b>Matagal (Medronhal)</b>	<i>Phillyreo angustifoliae-Arbutetum unedonis</i>	<b><i>Arbutus unedo</i>, <i>Erica arborea</i>, <i>Erica scoparia</i>, <i>Viburnum tinus</i>, <i>Phillyrea angustifolia</i>, <i>Pistacia lentiscus</i></b>
<b>Giestal</b>	<i>Cytisetum cabezudo</i>	<i>Cytisus grandiflorus</i> subsp. <i>cabezudo</i>
	<i>Avenulo hackelii-Celticetum sterilis</i>	<i>Celtica gigantea</i> subsp. <i>sterilis</i> , <i>Avenula hackelii</i> subsp. <i>hackelii</i> , <i>Avenula hackelii</i> subsp. <i>stenophylla</i> e <i>Hyacinthoides vicentina</i>
<b>Arrelvados vivazes</b>	<i>Euphorbio transtaganae-Celticetum giganteae</i> (sector Ribatagano-Sadense)	<i>Euphorbia transtagana</i> , <i>Armeria pinifolia</i> , <i>Arrhenatherum album</i> , <i>Dactylis hispanica</i> subsp. <i>lusitanica</i> , <i>Asphodelus aestivus</i> , <i>Thapsia villosa</i> e <i>Sanguisorba minor</i> subsp. <i>magnolii</i>
	<i>Armerio macrophyllae-Celticetum giganteae</i> (sector Algárvico-Monchiquense)	<i>Celtica gigantea</i> , <i>Armeria macrophylla</i> , <i>Asphodelus aestivus</i> e <i>Scilla odorata</i>

Fonte: Quinto-Canas et al. (2012); Pinto-Gomes et al. (2007, 2010)

No caso das espécies invasoras que ocupam as galerias ripícolas (*A. donax*, *A. dealbata*, *A. longifolia*, *A. altissima* ou *C. selloana*), pode optar-se, após a sua remoção, pela plantação de amieiros, salgueiros e freixos. Esta vegetação irá garantir a consolidação das margens e o sombreamento das mesmas, criando, através de competição, condições desfavoráveis ao desenvolvimento de novos rebentos invasores (Fernandes & Souto Cruz 2011). O recurso a estacaria de salgueiro (*Salix atrocinerea* ou *S. salviifolia* subsp. *australis*) é bastante comum nas intervenções de Engenharia Natural, nomeadamente na recuperação e estabilização das margens ribeirinhas, dado que a sua propagação vegetativa é rápida e o custo associado é baixo. Refira-se a título de exemplo a intervenção realizada na ribeira de Odelouca, que incluiu também controlo de *A. donax* (Arizipe et al. 2009).

O restauro ecológico da vegetação ripícola, se acompanhado de redução da área agricultada na zona ribeirinha, não só reduz o desenvolvimento das plantas invasoras, como pode ser fundamental na recuperação da qualidade da água (Lambert et al. 2014).

Além da estratégia de ensombramento acima enunciada, e tendo em vista o controlo de invasoras em áreas extensas com potencial forrageiro, designadamente *A. dealbata*, *A. saligna*, *A. altissima*, *A. donax* e *O. maxima* (Maslin & McDonald 2004; CABI 2015) pode

recorrer-se à criação de cercas restritivas (bardo, corte, estábulo ou mesmo acarro do gado), entre outras (Marchante et al. no prelo). Este tipo de intervenção tem como objectivo a redução da área e densidade de ocupação por uma determinada planta, com custos moderados.

O banco de sementes das plantas invasoras também deve ser tido em conta, pois se este for extenso e mantiver a viabilidade por muitos anos será necessário prolongar as acções de controlo de seguimento durante mais tempo. Por vezes, pode combinar-se a metodologia adoptada com o uso de fogo controlado, com o propósito de fazer germinar as sementes depositadas no solo (*A. dealbata*, *A. longifolia*, *A. pycnantha*, *A. saligna*) ou na própria planta (*H. sericea*).

Algumas destas invasoras, como *A. dealbata* (Souza Alonso et al. 2015), *A. longifolia* (Marchante et al. 2008), *A. pycnantha* (Marchante et al. 2014), *A. saligna* (Crisóstomo et al., 2013) ou *A. altissima* (Kowarik & Säumel 2007), induzem alterações ao nível químico do solo, e que podem dificultar a recuperação ecológica. É assim extremamente importante avaliar o estado de invasão e os recursos disponíveis. De facto, existem situações onde o melhor é “não fazer nada”, nomeadamente na ausência de recursos suficientes ou medidas de controlo eficazes, ou quando o estado de degradação do ecossistema é tal que a probabilidade de sucesso é muito baixa ou nula (Marchante 2011). Podem assim alocar-se os recursos disponíveis para outras situações, sem no entanto descurar eventuais acções de mitigação ou mesmo contenção (Marchante et al. no prelo).

### IV. Considerações Finais

O trabalho desenvolvido nesta dissertação visou contribuir para aproximar a ecologia das invasões da ecologia da vegetação, relacionando a distribuição das plantas invasoras com as séries de vegetação e territórios biogeográficos no Sul de Portugal.

O reconhecimento das séries de vegetação permitiu averiguar quais as condições ecológicas que, no território, facilitam a invasão por determinada planta exótica, possibilitando uma aproximação da invasibilidade das diferentes comunidades. Conhecendo as exigências ecológicas da planta invasora, está-se em condições de intervir precocemente, não permitindo que esta se instale em novos locais. Por outro lado, o conhecimento da dinâmica serial das comunidades autóctones permite identificar as espécies de plantas nativas que podem ser utilizadas para acelerar a recuperação ecológica de uma área invadida.

Este estudo permitiu demonstrar que esta abordagem é adequada, quer na prevenção de futuras invasões, quer na recuperação ecológica de áreas invadidas. Destacam-se as seguintes conclusões:

1. Nem sempre existe correspondência com uma série de vegetação, por vezes a presença de determinada planta invasora deve-se a alterações pontuais das condições mesológicas, devendo ser considerada como comunidade secundária. Nestes casos, a probabilidade de se estabelecer e invadir o local é relativamente reduzida;
2. Os territórios biogeográficos da Província Lusitana-Andaluza Costeira apresentaram-se mais invadidos que os da Província Mediterrânea Ibérica Ocidental, onde se destaca o elevado número de correspondências registadas no distrito Serrano Mamedano, cujo clima tem influência atlântica;
3. O comportamento invasor de uma espécie pode variar com os territórios biogeográficos, pelo que as condições ecológicas de um local podem favorecer a invasão por determinada planta, e noutro poderão contribuir para o confinamento da mesma. Por exemplo, a figueira-da-Índia (*Opuntia maxima*) tem maior probabilidade de invasão em habitats mais secos, sendo improvável a invasão de locais com maior disponibilidade pluviométrica, excepto se em posição edafoixerófila;
4. Uma planta invasora pode ocupar, no mesmo território, séries climatófilas e edafófilas. Assim, é importante que num plano de gestão sejam elencadas todas as invasoras existentes no local a intervir, assim como as diferentes comunidades vegetais, por forma a garantir que a acção de controlo de uma espécie não facilite a invasão por outra espécie ou noutra comunidade;



5. Quanto maior a perturbação dos territórios, maior a disponibilidade de recursos (luz, água e nutrientes), logo maior a vulnerabilidade das comunidades à invasão, principalmente quando existe disponibilidade de propágulos viáveis. As comunidades que mais vezes se encontraram invadidas foram as litorais psamófilas (inseridas no potencial de sobreiral de *Aro neglecti-Quercus suberis* S. e de zimbral de *Osyrio quadripartitae-Junipero turbinatae* S.) e ripícolas (inseridas no potencial de freixial de *Ranunculo ficariae-Fraxino angustifoliae* S, que ocupam solos habitualmente aproveitados para agricultura);
6. Das plantas invasoras amostradas, destacam-se pelo maior número de registos *Acacia dealbata* (n=38: 12 em potencial climatófilo de sobreiral, oito em potencial climatófilo de carvalho, 17 em potencial edafo-higrófilo de amial, salgueiral ou freixial e uma em potencial edafoixerófilo de sobreiral); *Arundo donax* (n=29, dos quais 27 correspondem a séries edafo-higrófilas de salgueiral e/ou freixial); *Acacia longifolia* (n=17: sete em potencial climatófilo de sobreiral e uma em potencial climatófilo de carvalho, seis em potencial edafoixerófilo de zimbral, uma em potencial edafoixerófilo de sobreiral e duas em potencial edafo-higrófilo de freixial/salgueiral) e *Opuntia maxima* (n=17: sete em potencial climatófilo de azinhal, seis em potencial de sobreiral psamófilo, duas em potencial edafoixerófilo de azinhal, uma em potencial edafoixerófilo de sobreiral e uma em potencial edafoixerófilo de zimbral);
7. A grande propensão para invasão do zimbral psamófilo de *Osyrio quadripartitae-Junipero turbinatae* S. constitui um dos graves problemas identificados, dado ser uma série com uma distribuição muito localizada no litoral do país nas Províncias Lusitana-Andaluza Costeira e Divisório Portuguesa (aproximadamente desde a Figueira da Foz até à costa Sul do Algarve);

## V. Referências Bibliográficas

Almeida JD, Freitas H (2000) A flora exótica e invasora de Portugal. *Portugaliae Acta Biologica* 9:159-76.

Almeida JD, Freitas H (2001) The exotic and invasive flora of Portugal. *Botanica Complutensis* 25: 317-327.

Almeida JD, Freitas H (2006) Exotic naturalized flora of continental Portugal – A reassessment. *Botanica Complutensis* 30: 117–130.

Almeida JD, Freitas H (2012) Exotic flora of continental Portugal – a new assessment. *Bocconeia* 24: 231-237.

Alves J (2011) Perspectivas de utilização da figueira-da-Índia no Alentejo: caracterização de *Opuntia* sp. no Litoral Alentejano e na Tapada da Ajuda e estudo da instalação de um pomar. Dissertação para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia Agronómica. Instituto Superior de Agronomia. Universidade Técnica de Lisboa. Lisboa.

Anderson EF (2001) Indian Fig Cactus. *The cactus family*, pp. 51-55. Timber Press, Portland, Oregon, USA.

Anderson LWJ (2005) California's reaction to *Caulerpa taxifolia*: a model for invasive species rapid response. *Biological Invasions*, 7: 1003–1016. doi 10.1007/s10530-004-3123-z

Arizipe D, Mendes A, Rabaça JE (2009) Zonas ribeirinhas sustentáveis. Um guia de gestão. ISAPress, Lisboa. 285 pp

Arreola H, Ishiki M, Terrazas T (2013) *Opuntia ficus-indica*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T151706A552100.en> Acedido em 26 de Novembro de 2015

Atlas Digital do Ambiente (2003) Agência Portuguesa do Ambiente. <http://www.apambiente.pt/index.php?ref=19&subref=174> Acedido em 11 de Novembro de 2015

Barker RM, Harden GJ, Haegi L, Barker WR (1999) PlantNET (The NSW Plant Information Network System). Royal Botanic Gardens and Domain Trust, Sydney. <http://plantnet.rbgsyd.nsw.gov.au> Acedido em 14 de Setembro de 2016

Barney JN, Tekiela D, Dollete E, Tomasek B (2013) What is the “real” impact of invasive plant species? *Frontiers in Ecology and the Environment* 11(6): 322–329. doi:10.1890/120120

Berthet P (1990) *Opuntia* Miller. In: Castroviejo S, Laínz M, López González G, Montserrat P, Muñoz Garmendia F, Paiva J, Villar L (eds). *Flora Iberica* 2: 62-66. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.

Biondi E (2011) Phytosociology today: Methodological and conceptual evolution. *Plant Biosystems* 145 Suppl. 1: 19–29.

Blackburn TM, Essl F, Evans T, Hulme PE, Jeschke JM, Kuhn I, Kumschick S, Marková Z, Mrugała A, Nentwig W, Pergl J, Pysek P, Rabitsch W, Ricciardi A, Richardson DM, Sendek A, Vilà M, Wilson JRU, Winter M, Genovesi P, Bacher S (2014) A unified classification of alien species based on the magnitude of their environmental impacts. *PLoS Biology* 12(5): e1001850. doi:10.1371/ journal.pbio.1001850

Blondel J, Aronson J, Bodiou JY, Boeuf G (2010) *The Mediterranean Region: Biological Diversity in Space and Time*. Oxford University Press Inc., New York. 376 pp

Brunel S, Brundu G, Fried G (2013) Eradication and control of invasive alien plants in the Mediterranean Basin: towards better coordination to enhance existing initiatives. *EPPO Bulletin* 43: 290-308. doi: 10.1111/epp.12041

Brunel S, Fernández-Galiano E, Genovesi P, Heywood VH, Kueffer C, Richardson DM (2013a) Invasive alien species: a growing but neglected threat? In: *Late lessons from early warnings: science, precaution, innovation*. EEA - European Environment Agency. Luxemburgo, pp 518–540.

CABI (2015) *Invasive Species Compendium*. Wallingford, UK: CAB International. [www.cabi.org/isc](http://www.cabi.org/isc). Acedido em 19 de Agosto de 2015

Cancela d'Abreu A, Pinto-Correia T, Oliveira R (2004) *Contributos para a Identificação e Caracterização das Unidades de Paisagem em Portugal Continental*. Volumes IV e V. DGOTDU, Lisboa.

Capelo J (2003) *Conceitos e métodos da Fitossociologia*. Formulação contemporânea e métodos numéricos de análise da vegetação. Estação Florestal Nacional, Sociedade Portuguesa de Ciências Florestais, Oeiras. 108 pp

## V – Referências Bibliográficas

Capelo J, Costa JC (2002) XXX: Notícia acerca dos carrascais arbóreos da Serra da Arrábida. *Silva Lusitana* 9 (2): 269-271.

Castroviejo S (coord.) (1990-2013) *Flora iberica*. Plantas Vasculares de la Península Ibérica y Baleares. Vols II, III, IV, VII (I, II), VIII, X, XI, XII, XIV, XV, XVII, XVIII, XX. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.

CEC (2011) Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020. COM(2011) 244 final. Commission of the European Communities, Brussels.

CEC (2013). Impact Assessment on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species. SWD (2013) 321 final. Commission of the European Communities, Brussels

Chew MK (2006) Ending with Elton: preludes to invasion biology. PhD thesis, Arizona State University, Arizona.

Chytrý M, Jarošík V, Pyšek P, Hájek O, Knollová I, Tichý L, Danihelka J (2008) Separating habitat invasibility by alien plants from the actual level of invasion. *Ecology* 89: 1541–1553.

Chytrý M, Maskell LC, Pino J, Pyšek P, Vilà M, Font X, Smart SM (2008a) Habitat invasions by alien plants: a quantitative comparison between Mediterranean, subcontinental and oceanic regions of Europe. *Journal of Applied Ecology* 45: 448–458.

Chytrý M, Pyšek P, Wild J, Pino J, Maskell LC, Vilà M (2009) European map of alien plant invasions based on the quantitative assessment across habitats. *Diversity & Distributions* 15: 98–107.

Chytrý M, Wild J, Pyšek P, Jarošík V, Dendoncker N, Reginster I, Pino J, Maskell LC, Vilà M, Pergl J, Kühn I, Spangenberg JH, Settele J (2012) Projecting trends in plant invasions in Europe under different scenarios of future land-use change. *Global Ecology and Biogeography* 21: 75–87.

Costa JC, Aguiar C, Capelo JH, Lousã M, Neto C (1998) Biogeografia de Portugal Continental. *Quercetea* 0: 5-56.

Costa JC, Espírito Santo MD, Arsénio P (2010) Guia geobotânica da excursão ao Parque das Serras de Aire e Candeeiros. *Quercetea* 10: 5-107.

Costa JC, Espírito Santo MD, Lousã M, González P, Capelo J, Arsénio P (2001) Flora e Vegetação do Divisório Português (Excursão Ao Divisório Português). ALFA. 86 pp Disponível em <https://ahim.files.wordpress.com/2014/10/excursao-divisorio-portugues.pdf> Acedido em 19 de Maio de 2016

Costa JC, Neto C, Aguiar C, Capelo J, Espirito-Santo MD, Honrado J, et al. (2012). Vascular plant communities in Portugal (Continental, the Azores and Madeira). *Global Geobotany* 2: 1–180.

Crisóstomo JA, Rodríguez-Echeverría S, Freitas H (2013) Co-introduction of exotic rhizobia to the rhizosphere of the invasive legume *Acacia saligna*, an intercontinental study. *Applied Soil Ecology* 64: 118–126.

DAISIE (2008) DAISIE - European Invasive Alien Species Gateway Disponível em (<http://www.europe-aliens.org/>) Acedido em 12 de Agosto de 2015

Davis MA, Grime JP, Thompson K (2000) Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invisibility. *Journal of Ecology* 88: 528-534.

Davis MA, Thompson K, Grime JP (2001) Charles S. Elton and the dissociation of invasion ecology from the rest of ecology. *Diversity and Distributions* 7: 97–102.

Davis MA, Thompson K, Grime JP (2005) Invasibility: the Local mechanism driving community assembly and species diversity. *Ecography* 28: 696-704.

Davis MA (2009) *Invasion Biology*. Oxford University Press. Oxford, UK. 244 pp

Decreto-Lei n.º 565/99, de 21 de Dezembro. Diário da República - I Série - A 295: 9100-9114. Ministério do Ambiente, Lisboa

Del Vecchio S, Acosta A, Stanisci A (2013) The impact of *Acacia saligna* invasion on Italian coastal dune EC habitats. *Comptes Rendus Biologies* 336: 364–369.

DiTomaso J (2000) *Cortaderia selloana*. In: Bossard CC, Randall JM, Hoshovsky MC (eds) Invasive Plants of California's Wildlands. University of California Press, Berkeley, CA, pp 128-133.

Domènech R (2005) *Cortaderia selloana* invasion in the Mediterranean region; invasiveness and ecosystem invasibility. Doctoral Thesis, Autonomous University of Barcelona.

## V – Referências Bibliográficas

Domènech R, Vilà M, Gesti J, Pino J (2005) Historical land-use legacy and *Cortaderia selloana* invasion in the Mediterranean region. *Global Change Biology* 11: 1054-1064.

Domènech R, Vilà M (2007) *Cortaderia selloana* invasion across a Mediterranean coastal strip. *Acta Oecologia* 32: 255-261.

Domènech R, Vilà M (2008) *Cortaderia selloana* seed germination under different ecological conditions. *Acta Oecologia* 33: 93-96.

Esler KJ, van Wilgen BW, te Roller KS, Wood AR, van der Merwe JH (2009) A landscape-scale assessment of the long-term integrated control of an invasive shrub in South Africa. *Biological Invasions* 12: 211–218. doi 10.1007/s10530-009-9443-2

Espírito-Santo D, Lousã M, Ribeiro S, Antunes JC, Aguiar C, Costa JC, Rego F (2005) Diversidade das Formações de *Quercus rotundifolia* em Portugal. Conference: 5º Congresso Florestal Nacional: a floresta e as gentes. Disponível em <https://www.researchgate.net/publication/255703788> Acedido em 05 de Maio de 2016

Feio M (1951) *A evolução do relevo do Baixo Alentejo e Algarve*. Direcção Geral de Minas e Serviços Geológicos, Lisboa. 32 pp

Fernandes JP, Souto-Cruz C (2011) *Limpeza e gestão de linhas de água: pequeno guia prático: volume III*. Projecto Nascentes para a Vida. EPAL - Empresa Portuguesa das Águas Livres, Lisboa. 87 pp

Fernandes MM (2008) *Recuperação Ecológica de Áreas Invasidas por Acacia dealbata Link no Vale do Rio Gerês: um Trabalho de Sísifo?* Dissertação de Mestrado. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. Vila Real.

Fernandes MM (2012) Acácias e geografia histórica: rotas de um percurso global (parte1). *Cadernos do Curso de Doutoramento em Geografia* 4: 23-40.

Franco JA (1971) *Nova Flora de Portugal (Continente e Açores)*. Vol. I. Ed. do Autor, Lisboa. 648 pp

Franco JA (1984). *Nova Flora de Portugal (Continente e Açores)*. Vol. II. Sociedade Astória. Lisboa. 659 pp

Franco JA, Afonso MLR (1994). *Nova Flora de Portugal (Continente e Açores)*. Vol. III. (Fasc.I). Escolar Editora. Lisboa. 181 pp

Franco JA, Afonso MLR (1998). *Nova Flora de Portugal (Continente e Açores)*. Vol. III, Fasc.II. Escolar Editora. Lisboa. 283 pp.

Franco JA, Afonso MLR (2003). *Nova Flora de Portugal (Continente e Açores)*. Vol. III. (Fasc.III). Escolar Editora. Lisboa. 198 pp

Gaertner M, Fisher JL, Sharma GP, Esler KJ (2012) Insights into invasion and restoration ecology: time to collaborate towards a holistic approach to tackle biological invasions. *NeoBiota* 12: 57–76.

Gassó N, Pyšek P, Vilà M, Williamson M (2010) Spreading to a limit: the time required for a neophyte to reach its maximum age. *Diversity and Distributions* 16: 310–311.

Genovesi P, Shine C (2011) European Strategy on Invasive Alien Species. *Nature and Environment* 161. Council of Europe Publishing, Wasselonne. 67 pp

Gimeno I, Vilà M (2002) Recruitment of two *Opuntia* species invading abandoned olive groves. *Acta Oecologica* 23: 239–246.

GISD (2015) GISD - Global Invasive Species Database (<http://www.issg.org/database>) Acedido em 04 de Agosto de 2015

Goday O, Richardson DM, Valladares F, Castro-Diez P (2009) Flowering phenology of invasive alien plant species compared with native species in three Mediterranean-type ecosystems. *Annals of Botany* 103: 485–494.

Griffith MP (2004) The Origins of an Important Cactus Crop, *Opuntia ficus-indica* (Cactaceae): New Molecular Evidence. *American Journal of Botany* 91(11): 1915–1921.

Groom PK & Lamont BB (1997) Fruit-seed relations in *Hakea*: serotinous species invest more dry matter in predispersal seed protection. *Australian Journal of Ecology* 22: 352–355.

Gutierrez F (2014) Estrutura e Dinâmica dos Habitats e da Paisagem dos Sítios Estuário do Sado e Comporta/Galé - Um contributo para a Gestão e Restauro Ecológico. Tese de Doutoramento em Geografia, Especialidade em Geografia Física. Instituto de Geografia e Ordenamento do Território, Universidade de Lisboa.



## V – Referências Bibliográficas

Gutierrez F, Gabriel L, Emídio A, Mendes P, Neto C, Reis E (2015) Modelação Predictiva da Vegetação Natural Potencial do Concelho de Loures. *Finisterra* 99: 31-62. doi: 10.18055/Finis3146

Hardion L, Verlaque R, Callmander MW, Vila B (2012) *Arundo micrantha* Lam. (*Poaceae*), the correct name for *Arundo mauritanica* Desf. and *Arundo mediterranea* Danin. *Candollea* 67: 131–135.

Hellmann C, Sutter R, Rascher KG, Máguas C, Correia O, Werner C (2011) Impact of an exotic N<sub>2</sub>-fixing *Acacia* on composition and N status of a native Mediterranean community, *Acta Oecologica* 37: 43-50. doi:10.1016/j.actao.2010.11.005

Hirzel A, Guisan A (2002) Which is the optimal sampling strategy for habitat suitability modelling. *Ecological Modelling* 157: 331–41.

Hulme PE (2006) Beyond control: wider implications for the management of biological invasions. *Journal of Applied Ecology* 43(5): 835-47.

Hulme PE, Roy DB, Cunha T, Larsson TB (2009). A pan- European inventory of alien species: rationale, implementation and implications for managing biological invasions. In: DAISIE (eds). *Handbook of alien species in Europe*, pp 1-14. Springer, Dordrecht, Netherlands.

ICNB – Instituto Conservação da Natureza e Biodiversidade (2006) Plano Sectorial da Rede Natura 2000. 5140 - Formações de *Cistus palhinhae* em charnecas marítimas. Lisboa. Disponível em <http://www.icnf.pt/portal/naturaclas/rn2000/resource/docs/rn-plan-set/hab/hab-5140> Acedido em 07 de Julho de 2016

ICNF - Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (2016) Cartografia nacional de áreas ardidas em formato shapefile, 1990 - 2013 [Online]. Disponível em <http://www.icnf.pt/portal/florestas/dfci/inc/info-geo> Acedido em 24 de Maio de 2016

IUSS Working Group WRB (2015) World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015 International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome. Disponível em <http://www.fao.org/3/a-i3794e.pdf> Acedido em 25 de Maio de 2016

Kalusová V, Chytrý M, Kartesz JT, Nishino M, Pyšek P (2013) Where do they come from and where do they go? European habitats as donors of alien plants globally. *Diversity and Distributions* 19: 199–201. doi: 10.1111/ddi.12008

Kettenring KM, Adams CR (2011) Lessons learned from invasive plant control experiments: a systematic review and meta - analysis. *Journal of Applied Ecology* 48: 970 – 979.

Kowarik I, Säumel I (2007) Biological flora of Central Europe: *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. *Perspect Plant Ecol Evol Syst* 8: 207–237.

Kowarik I, Säumel I (2008) Water dispersal as an additional pathway to invasions by the primarily wind-dispersed tree *Ailanthus altissima*. *Plant Ecology* 198: 241–252.

Ladero Alvarez M, Díaz TE, Penas A, Rivas-Martínez S, Valle CJ (1987) Datos sobre la Vegetación de las Cordilleras Central y Cantábrica (II Excursión Internacional de Fitosociología). *Itinera Geobotanica* 1: 3-147.

Lambert AM, TL Dudley, Robbins J (2014) Nutrient enrichment and soil conditions drive productivity in the large-statured invasive grass *Arundo donax*. *Aquatic Botany* 112: 16-22. doi: 10.1016/j.aquabot.2013.07.004

Lazzaro L, Giuliani C, Fabiani A, Agnelli AE, Pastorelli R, Lagomarsino A, Benesperi R, Calamassi R, Foggi B (2014) Soil and plant changing after invasion: The case of *Acacia dealbata* in a Mediterranean ecosystem. *Science of the Total Environment* 497-498: 491-498. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.014

Lema PB, Rebelo F (1996) *Geografia de Portugal – Meio Físico e Recursos Naturais*. Universidade Aberta, Lisboa. 447 pp

Lockwood JL, Hoopes MF, Marchetti MP (2007) *Invasion Ecology*. Blackwell Publishing, Oxford, UK. 304 pp

Lonsdale WM (1999) Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology* 80: 1522–1536.

Lopes de Carvalho AM, (1881) Duas Palavras sobre o *Ailantus glandulosus*. *Jornal de Horticultura Prática* 12: 143-145.

Lorenzo P, González L, Reigosa MJ (2010) The genus *Acacia* as invader: the characteristic case of *Acacia dealbata* Link in Europe. *Annals of Forest Science* 67 (1): 101. doi:10.1051/forest/2009082

## V – Referências Bibliográficas

Lorenzo P, Pereira CS, Rodríguez-Echeverría S (2013) Differential impact on soil microbes of allelopathic compounds released by the invasive *Acacia dealbata* Link. *Soil Biology and Biochemistry* 57: 156–163.

Luque GM, Bellard C, Bertelsmeier C, Bonnaud E, Genovesi P, Simberloff D, Courchamp F (2014) The 100th of the world's worst invasive alien species. *Biological Invasions* 16: 981-985. doi 10.1007/s10530-013-0561-5

Marchante E, Kjølner A, Struwe S, Freitas H (2008) Invasive *Acacia longifolia* induce changes in the microbial catabolic diversity of sand dunes *Soil Biology and Biochemistry* 40 (10): 2563-2568.

Marchante E, Kjølner A, Struwe S, Freitas H (2008a) Short and long-term impacts of *Acacia longifolia* invasion on the belowground processes of a Mediterranean coastal dune ecosystem. *Applied Soil Ecology* 40: 210-17.

Marchante E, Kjølner A, Struwe S, Freitas H (2008b) Soil microbial activity in dune ecosystems in Portugal invaded by *Acacia longifolia*. In: Tokarska-Guzik B, Brock JH, Brundu G, Child L, Daehler C, Pyšek P (eds.) *Plant Invasions: Human Perception, Ecological Impacts and Management*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp 249-259.

Marchante E, Kjølner A, Struwe S, Freitas H (2009) Soil recovery after removal of the N<sub>2</sub>-fixing invasive *Acacia longifolia*: consequences for ecosystem restoration. *Biological Invasions* 11 (4): 813-823. doi:10.1007/s10530-008-9295-1

Marchante H (2011) Invasion of Portuguese dunes by *Acacia longifolia*, present status and perspectives for the future. Dissertação de Doutoramento na área científica de Biologia, especialidade Ecologia. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, Coimbra.

Marchante H, Freitas H, Hoffmann JH (2010). Seed ecology of an invasive alien species, *Acacia longifolia* (Fabaceae), in Portuguese dune ecosystems. *American Journal of Botany* 97(11): 1–11. doi:10.3732/ajb.1000091

Marchante H, Freitas H, Hoffmann JH (2011) Post-clearing recovery of coastal dunes invaded by *Acacia longifolia*: is duration of invasion relevant for management success? *Journal of Applied Ecology* 48: 1295–1304. doi: 10.1111/j.1365-2664.2011.02020.x

Marchante H, Freitas H, Hoffmann JH (2011a) Assessing the suitability and safety of a well-known bud-galling wasp, *Trichilogaster acaciaelongifoliae*, for biological control of *Acacia longifolia* in Portugal. *Biological Control* 56: 193-201.

Marchante H, Freitas H, Hoffmann JH (2011b) The potential role of seed banks in the recovery of dune ecosystems after removal of invasive plant species. *Applied Vegetation Science* 14(1): 107-119.

Marchante H, Morais M, Freitas H, Marchante E (2014) Guia prático para a identificação de Plantas Invasoras em Portugal. Coimbra. Imprensa da Universidade de Coimbra. 207 pp

Marchante H, Pinto-Gomes C, Galhano C, Duarte L, Marchante E (No prelo) Erradicação, contenção e controlo de espécies invasoras. In: Vicente JR, Queiróz AI, Silva L, Marchante E, Honrado JP (eds.) *As Invasões Biológicas em Portugal: História, Diversidade e Gestão*.

Mascia F, Fenu G, Angius R, Bacchetta G (2013) *Arundo micrantha*, a new reed species for Italy, threatened in the freshwater habitat by the congeneric invasive *A. donax*. *Plant Biosystems* 147(3): 717-729. doi: 10.1080/11263504.2012.761289

Maslin BR, McDonald MW (2004) *AcaciaSearch*: Evaluation of *Acacia* as a woody crop option for southern Australia. Report to the Rural Industries Research and Development Corporation, Canberra, Publication No. 03/017.

Matlack GR (1987) Diaspore size, shape, and fall behavior in wind-dispersed plant species. *American Journal of Botany* 74: 1150–1160.

Meloni F, Angela Dettori C, Mascia F, Podda L, Bacchetta G (2015) What does the germination ecophysiology of the invasive *Acacia saligna* (Labill.) Wendl. (*Fabaceae*) teach us for its management? *Plant Biosystems* 149(2): 242-250. doi: 10.1080/11263504.2013.797032

Meyerson LA, Mooney HA (2007) Invasive Alien Species in an Era of Globalization. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5(4): 199-208.

MEA - Millennium Ecosystem Assessment (2005) *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC. 86 pp

Monteiro A, Moreira I, Moreira, JF (2012) Controlo de cana (*Arundo donax*) em zonas ribeirinhas. In Camprodón J, Ferreira MT, Ordeix M (eds.) - *Restauro e gestão ecológica fluvial. Manual de boas práticas de gestão de rios e ribeiras*, pp 314-324. CTFC/ISAPress, Lisboa.

## V – Referências Bibliográficas

Monteiro-Henriques T (2010) *Fitossociologia e paisagem da bacia hidrográfica do rio Paiva/Landscape and phytosociology of the Paiva River's hydrographical basin*. PhD thesis. Instituto Superior de Agronomia – TU Lisbon. Lisboa.

Monteiro-Henriques T, Martins MJ, Cerdeira JO, Silva PC, Arsénio P, Silva Á, Bellu A, Costa JC (2016) Bioclimatological mapping tackling uncertainty propagation: application to mainland Portugal. *International Journal of Climatology* 36(1): 400-411. doi:10.1002/joc.4357

Morais MC, Freitas H (2012) The acclimation potential of *Acacia longifolia* to water stress: Implications for invasiveness. *Plant Science* 196: 77-84. doi.org/10.1016/j.plantsci.2012.08.007

Morais MC, Panuccio MR, Muscolo A, Freitas H (2012) Does salt stress increase the ability of the exotic legume *Acacia longifolia* to compete with native legumes in sand dune ecosystems? *Environmental and Experimental Botany* 82: 74-79. doi.org/10.1016/j.envexpbot.2012.03.012

Morais MC, Panuccio MR, Muscolo A, Freitas H (2012a) Salt tolerance traits increase the invasive success of *Acacia longifolia* in Portuguese coastal dunes *Plant Physiology and Biochemistry* 55: 60-65. doi.org/10.1016/j.plaphy.2012.03.013

Moreira I & Duarte MC (2002) Comunidades vegetais aquáticas e ribeirinhas. In Moreira I, Ferreira MT, Cortes R, Pinto P; Almeida PR (eds.) *Ecossistemas Aquáticos e Ribeirinhos - Ecologia, Gestão e Conservação*, pp 3.3-3.30. Instituto da Água, DSP, MCOTA, Lisboa.

Município de Odemira (2009) Foi Controlada Praga Vegetal. *Boletim Municipal – Notícias de Odemira*, 117: 9. Disponível em [http://www.cm-odemira.pt/PageGen.aspx?WMCM\\_Paginald=31940&pastaDocumentosId=41873](http://www.cm-odemira.pt/PageGen.aspx?WMCM_Paginald=31940&pastaDocumentosId=41873) Acedido em 16 de Fevereiro de 2016

Muñoz Garmendia F, Navarro C. (2010) *Ailanthus* Desf. In: Castroviejo S, Aedo C, Láinz M, Muñoz Garmendia F, Nieto Feliner G, Paiva J, Benedí C (eds.). *Flora ibérica* 9: 110-112. Borrador Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.

Ndlovu J, Richardson DM, Wilson JRU, O'Leary M, Le Roux JJ (2013) Elucidating the native sources of an invasive tree species, *Acacia pycnantha*, reveals unexpected native range diversity and structure. *Annals of Botany* 111: 895–904.

Neto C (1993) A flora e a vegetação das dunas de S. Jacinto. *Finisterra* XXVIII: 101–148.

Neto, C (2002) A Flora e a Vegetação do Superdistrito Sadense (Portugal). *Guineana* 8: 1- 275.

Neto C, Arsénio P, Costa JC (2009) Flora e vegetação do sudoeste de Portugal. *Quercetea* 9: 43-144.

Neto C, Moreira E, Caraça RM (2005). Landscape Ecology of the Sado River Estuary (Portugal). *Quercetea* 7: 43-64.

Neto C, Costa JC, Capelo J, Gaspar N, Monteiro-Henriques T (2007) Os Sobreirais da Bacia Ceno-Antropozóica do Tejo (Província Lusitano-Andaluza Litoral), Portugal. *Acta Botanica Malacitana* 32: 201-210.

Novoa A, Le Roux JJ, Robertson MP, Wilson JRU, Richardson DM (2014). Introduced and invasive cactus species: a global review. *AoB PLANTS* 7: plu078; doi:10.1093/aobpla/ plu078

Padrón B, Nogales M, Traveset A, Vilà M, Martínez-Abraín A, Padilla D (2011) Integration of invasive *Opuntia* spp. By native and alien seed disperse area and the Canary Islands. *Biological Invasions* 13: 831-844. doi 10.1007/s10530-010-9872-y

Pais J, Cunha P, Legoinha P, Dias R, Pereira D, Ramos A (2013) Cenozóico das Bacias do Douro (sector ocidental), Mondego, Baixo Tejo e Alvalade. In: Dias R, Araújo A, Terrinha P, Kullberg J (eds.) *Geologia de Portugal - Geologia Meso-cenozóica de Portugal*, Escolar Editora, vol. II, 461-532. doi: 10.13140/2.1.1519.5844

Paiva J (1997) *Hakea* Schrad. In: Castroviejo S, Aedo C, Lainz M, Muñoz Garmendia F, Nieto Felinier G, Paiva J, Benedi C. (Eds). *Flora Iberica* 8: 146-148. Real Jardín Botánico, CSIC. Madrid.

Paiva J (1999) *Acacia* Mill. In: Castroviejo S, Aedo C, Romero-Zarco C, Sáez L, Salgueiro FJ, Talavera S, Velayos M (Eds). *Flora Ibérica* 7 (1): 11-25. Real Jardim Botánico, CSIC. Madrid.

Paiva-Ferreira R, Pinto-Gomes C (2002) *O interesse da Fitossociologia na Gestão e Conservação do Litoral Alentejano: Praia do Monte Velho (Santiago do Cacém)*. Coleção Estudos sobre o Alentejo. DRAOT Alentejo. Lisboa. 127 pp

Pejchar L, Mooney HA (2009) Invasive species, ecosystem services and human well- being. *Trends in Ecology and Evolution* 24: 497–504.

Pepo C, Monteiro A, Forte P, Teixeira G (2009) Biologia da germinação das invasoras *Hakea salicifolia* e *Hakea sericea*. *Livro de resumos do XII Congresso da SEMh/XIX Congresso da ALAM/II*. Congresso da IBCM, Lisboa, Portugal, 10 a 13 de Novembro de 2009. pp 913-916

## V – Referências Bibliográficas

Pereira D, Pereira P, Santos L, Silva J (2014) Unidades Geomorfológicas de Portugal Continental. *Revista Brasileira de Geomorfologia* 15: 567-584.

Pérez J, Tendero F (2004) Modelos de Restauración Forestal. Datos Botánicos aplicados a la gestión del medio natural andaluz II: *Series de Vegetación*, pp 151-162. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla. 1390 pp

PGF de Mértola (2010) Plano de Gestão Florestal do Perímetro Florestal dos Coutos de Mértola. Câmara Municipal de Mértola. Disponível em <http://www.icnf.pt/portal/florestas/gf/pgf/publicitacoes/encerradas/drf-alentejo/pgf-pf-coutos-mertola> Acedido em 01 de Setembro de 2015

Pinto-Gomes C, Paiva-Ferreira R (2005) Flora e Vegetação do Barrocal Algarvio (Tavira - Portimão). Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Algarve. 354 pp

Pinto-Gomes C, Paiva-Ferreira R, Meireles C (2007) New Proposals on Portuguese Vegetation. *Lazaroa* 28: 67-77.

Pinto-Gomes C, Paiva-Ferreira R, Meireles C (2010) New Proposals on Portuguese Vegetation (II). *Lazaroa* 31: 59–65.

Plantas invasoras em Portugal (<http://invasoras.pt/>). Consultado em 23 de Julho de 2016

Portela-Pereira (2013) Análise Geobotânica dos Bosques e Galerias Ripícolas da Bacia Hidrográfica do Tejo em Portugal. Tese de Doutoramento em Geografia Física. Instituto de Geografia e Ordenamento do Território, Universidade de Lisboa.

Pyšek P, Chytrý M (2014) Habitat invasion research: where vegetation science and invasion ecology meet. *Journal of Vegetation Science* 25: 1181–1187. doi: 10.1111/jvs.12146

Pyšek P, Richardson DM (2006) The biogeography of naturalization in alien plants. *Journal of Biogeography* 33, 2040–2050.

Pyšek P & Richardson DM (2010) Invasive Species, Environmental Change and Management, and Health. *Annual Review of Environment and Resources* 35: 25–55.

Pyšek P, Davis MA, Daehler CC, Thompson K (2004) Plant Invasions and Vegetation Succession: Closing the Gap. *Bulletin of the Ecological Society of America* 85: 105–109. doi.org/10.1890/0012-9623(2004)85[105:PIAVSC]2.0.CO;2



Pyšek P, Richardson, DM, Rejmánek M, Webster GL, Williamson M, Kirschner J (2004a) Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon* 53 (1): 131–143.

Pyšek P, Jarošík V, Hulme PE, Pergl J, Hejda M, Schaffner U, Vila M (2012) A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species traits and environment. *Global Change Biology* 18: 1725-1737. doi: 10.1111/j.1365-2486.2011.02636.x.

Quinto-Canas R, Vila-Viçosa C, Meireles C, Paiva Ferreira R, Martínez-Lombardo M, Cano E, Pinto-Gomes C (2010) A contribute to knowledge of the climatophilous coark-Oak woodlands from Iberian southwest. *Acta Botanica Gallica* 157(4): 627–637.

Quinto-Canas R, Vila-Viçosa C, Paiva-Ferreira R, Cano-Ortiz A, Pinto-Gomes C (2012) The Algarve climatophilous vegetation series – Portugal: a base document to the planning, management and nature conservation. *Acta Botanica Gallica* 159(3): 289-298.

Regulamento (UE) N.º 1143/2014 do Parlamento Europeu e do Conselho de 22 de Outubro de 2014, relativo à prevenção e gestão da introdução e propagação de espécies exóticas invasoras. Jornal Oficial da União Europeia L 317/35-55

Regulamento de Execução (UE) 2016/1141 da Comissão de 13 de Julho de 2016 que adota uma lista de espécies exóticas invasoras que suscitam preocupação na União em conformidade com o Regulamento (UE) n.º 1143/2014 do Parlamento Europeu e do Conselho. Jornal Oficial da União Europeia L 189/4-8

Rejmánek M (2011) Invasiveness. In: Simberloff D, Rejmanek M (eds) *Encyclopedia of Biological Invasions*. University of California Press, Berkeley and Los Angeles, California, pp 379-385.

Rejmánek M, Richardson DM, Pyšek P (2013) Plant Invasions and Invasibility of Plant Communities. In: van der Maarel E, Franklin J (eds.), *Vegetation Ecology*, 2nd Edition. John Wiley & Sons, Ltd, Oxford, UK, pp 387-424. doi: 10.1002/9781118452592.ch13

Ribeiro O, Lautensach H, Daveau S (2004) *Geografia de Portugal*. Volume I: A Posição Geográfica e o território. Edições João Sá da Costa, Lisboa. 334 pp

Richardson DM (2011) *Fifty Years of Invasion Ecology: The Legacy of Charles Elton*. Blackwell Publishing, Oxford. 432 pp

## V – Referências Bibliográficas

Richardson DM, Kluge RL (2008) Seed banks of invasive Australian *Acacia* species in South Africa: Role in invasiveness and options for management. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 10: 161–177.

Richardson DM, Pyšek P (2006) Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in Physical Geography* 30: 409–431.

Richardson DM, Pyšek P (2008) Fifty years of invasion ecology – the legacy of Charles Elton. *Diversity and Distributions* 14: 161–168. doi: 10.1111/j.1472-4642.2007.00464.x

Richardson DM, Pyšek P (2012) Naturalization of introduced plants: ecological drivers of biogeographic pattern. *New Phytologist* 196: 383–396 doi: 10.1111/j.1469-8137.2012.04292.x

Richardson DM, Pyšek P, Rejmánek M, Barbour MG, Panetta FD, West CJ (2000) Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6: 93–107.

Richardson DM, Wilgen BW, Mitchell DT (1987) Aspects of the reproductive ecology of four Australian *Hakea* species (*Proteaceae*) in South Africa. *Oecologia* 71: 345–354.

Rivas-Martínez S (1976) Sinfitosociología, una nueva metodología para el estudio del paisaje vegetal. *Anales Instituto Botánico Cavanilles* 33: 179–188.

Rivas-Martínez S. 1987. Memoria del mapa de las series de vegetación de España (escala 1:400.000). Madrid: Publicaciones I.C.O.N.A, Serie técnica. 268 pp

Rivas-Martínez S (2005) Avances en Geobotánica. Discurso de Apertura del Curso Académico de la Real Academia Nacional de Farmacia del año 2005. Madrid. 142 pp

Rivas-Martínez S (2005a) Notions on dynamic-catenal phytosociology as a basis of landscape science. *Plant Biosystems* 139(2): 135–144. doi.org/10.1080/11263500500193790

Rivas-Martínez S (2007) Mapas de series, geseries y geopermaseries de vegetación de España [Memoria del mapa de vegetación potencial de España]. Parte I. *Itinera Geobotánica* 17: 5–436.

Rivas-Martínez S (2011) Mapas de series, geoseries y geopermaseries de vegetación de España (Memoria del mapa de vegetación potencial de España). Parte I e II. *Itinera Geobotánica* 18: 5–800.

Rivas-Martínez S, De la Fuente V, Sánchez-Mata D (1986) Alisedas mediterráneo-iberoatlánticas en la Península Ibérica. *Studia Botanica* 5: 9 -38.

Rivas-Martínez S, Rivas Sáenz S, Penas Á (2011) Worldwide bioclimatic classification system. *Global Geobotany* 1: 1–634.

Rivas-Martínez S, Costa M, Castroviejo S, Valdés E (1980) Vegetación de Doñana (Huelva, España). *Lazaroa* 2: 5-190.

Rivas-Martínez S, Lousã M, Díaz González TE, Fernández- González F, Costa JC (1990) La vegetación del sur de Portugal (Sado, Alentejo y Algarve) [The vegetation of Southern Portugal (Sado, Alentejo and Algarve)]. *Itinera Geobotanica* 3: 5–126.

Rivas-Martínez S, Penas Á, Díaz-González TE, Del Río S, Cantó P, Herrero L, Pinto Gomes C, Carlos Costa J (2014) Biogeography of Spain and Portugal. Preliminary typological synopsis. *International Journal of Geobotanical Research* 4: 1-64.

Rodríguez-Echeverría S, Crisóstomo JA, Freitas H (2007) Genetic diversity of rhizobia associated with *Acacia longifolia* in two stages of invasion of coastal sand dunes. *Applied and Environmental Microbiology* 73: 5066–5070.

Rodríguez-Echeverría S, Crisóstomo JA, Nabais C, Freitas H (2009) Belowground mutualists and the invasive ability of *Acacia longifolia* in coastal dunes of Portugal. *Biological Invasions* 11(3): 651-661.

Rodríguez-Echeverría S, Le Roux JJ, Crisóstomo JA, Ndlovu J (2011) Jack-of-all-trades and master of many? How does associated rhizobial diversity influence the colonization success of Australian *Acacia* species. *Diversity and Distributions* 17, 946–957.

Rouget M, Hui C, Renteria J, Richardson DM, Wilson JRU (2015) Plant invasions as a biogeographical assay: Vegetation biomes constrain the distribution of invasive alien species assemblages, *South African Journal of Botany* 101: 24-31. doi.org/10.1016/j.sajb.2015.04.009

Royal Botanic Garden Edinburgh (2003) *Flora Europaea*, Database of European Plants (ESFEDS). Edinburgh, UK: Royal Botanic Garden. Disponível em <http://rbg-web2.rbge.org.uk/FE/fe.html>. Acedido em 18 de Setembro de 2015

Sanz-Elorza M, Dana Sánchez ED, Sobrino Vesperinas E (2004) *Atlas de las Plantas Alóctonas Invasoras en España*. Dirección General para la Biodiversidad. Madrid. 384 pp

## V – Referências Bibliográficas

Säumel I, Kowarik I (2010) Urban rivers as dispersal corridors for primarily winddispersed invasive tree species. *Landscape and Urban Planning* 94: 244–249.

Scalera R, Genovesi P, Essl F, Rabitsch W (2012) *The impacts of invasive alien species in Europe*. EEA Technical report no.16/2012.

Shah B (1997) The Checkered Career of *Ailanthus altissima*. *Arnoldia* 57(3): 20-27.

Silva V, Figueiredo E, Smith GF (2015) Alien succulents naturalised and cultivated on the central west coast of Portugal. *Bradleya* 33: 58-81.

Silva V, Portela-Pereira E, Carlos Costa J, Arsénio P, Monteiro-Henriques T, Neto C, Pinto-Cruz C (2012) Sobre as Orlas e Bosques Higrofilicos do Divisório Português. *Acta Botanica Malacitana* 37: 202-207.

Simberloff D (2010) Invasive species. In: Sodhi NS, Ehrlich PR (eds) *Conservation Biology for all*. Oxford University Press, New York, pp 131-152.

Simberloff D (2011) How common are invasion-induced ecosystem impacts? *Biological Invasions* 13: 1255–1268. doi 10.1007/s10530-011-9956-3

Simberloff D, Alexander J, Allendorf F, Aronson J, Antunes P, Bacher S, Bardgett R, et al. (2011) Non-natives: 141 scientists object. *Nature* 475: 36. doi:10.1038/475036a

Simberloff D, Martin JL, Genovesi P, Maris V, Wardle DA, Aronson JA, Courchamp F, Galil B, García-Berthou E, Pascal M, Pyšek P, Sousa R, Tabacchi E, Vilà M (2013) Impacts of biological invasions - what's what and the way forward. *Trends in Ecology and Evolution* 28: 58-66. doi 10.1016/j.tree.2012.07.013

Sousa EC, Madeira M, Monteiro FG (2004) A Base de Referência para os Solos do Mundo e a Classificação dos Solos de Portugal. *Revista De Ciências Agrárias*, Vol. XXVII (1): 13-25.

Sousa MF, Tavares RM., Geros H, Lino-Neto T (2004a) First report of *Hakea sericea* leaf infection caused by *Pestalotiopsis funerea* in Portugal. *Plant Pathology* 53: 535–535.

Souza-Alonso P, Guisande-Collazo A, González L (2015) Gradualism in *Acacia dealbata* Link invasion: Impact on soil chemistry and microbial community over a chronological sequence. *Soil Biology and Biochemistry* 80: 315-323.

Strydom M, Esler KJ, Wood AR (2012) *Acacia saligna* seed banks: sampling methods dynamics, Western Cape, South Africa. *South African Journal of Botany* 79: 140–147.

Van Kleunen M, Weber E, Fischer M (2010) A meta-analysis of trait differences between invasive and non-invasive plant species. *Ecology Letters* 13: 235–245. doi: 10.1111/j.1461-0248.2009.01418.x

Vicente JR, Fernandes RF, Randin CF, Broennimann O, Gonçalves J, Marcos B, Pôças I, Alves P, Guisan A, Honrado JP (2013) Will climate change drive alien invasive plants into areas of high protection value? An improved model-based regional assessment to prioritise the management of invasions. *J Environ Manag* 131: 185-195.

Vila-Viçosa C (2012) Os carvalhais marcescentes do Centro e Sul de Portugal – Estudo e Conservação. Dissertação para obtenção do grau de Mestre em Gestão e Conservação de Recursos Naturais. Universidade de Évora, Évora.

Vila-Viçosa C, Mendes P, Del Río S, Meireles C, Quinto-Canas R, Arsénio P, Pinto-Gomes C (2012) Temporihygrophilous *Quercus broteroi* forests in southern Portugal: Analysis and conservation. *Plant Biosystems* 146: 298–308. doi.org/10.1080/11263504.2012.678402

Vila-Viçosa C, Vázquez FM, Mendes P, Del Rio S, Musarella C, Cano-Ortiz A, Meireles C (2015) Syntaxonomic update on the relict groves of Mirbeck's oak (*Quercus canariensis* Willd. and *Q. marianica* C. Vicioso) in southern Iberia, *Plant Biosystems* 149(3): 512-526 doi.org/10.1080/11263504.2015.1040484

Vilà M & Gimeno I (2003) Seed predation of two alien *Opuntia* species in Mediterranean communities. *Plant Ecology* 167: 1-8.

Vilà M, Basnou C, Gollash S, Josefsson M, Perl J, Scalera R (2009) Hundred of the most invasive alien species in Europe. In: Handbook of European Alien Species. (ed DAISIE). Springer, Dordrecht. pp 265-268

Vilà M, Burriel JA, Pino J, Chamizo J, Llach E, Porterias M, Vives M (2003) Association between *Opuntia* species invasion and changes in land-cover in the Mediterranean region. *Global Change Biology* 9: 1234–1239.

Vilà M, Basnou C, Pyšek P, Josefsson M, Genovesi P, Gollasch S, Nentwig W, Olenin S, Roques A, Roy D, Hulme P (2009a) How well do we understand the impacts of alien species on

## V – Referências Bibliográficas

ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment. *Frontiers in Ecology and the Environment* 8: 135–144. doi.org/10.1890/080083

Vilà M, Espinar J, Hejda M, Hulme P, Jarošik V, Maron J, Pergl J, Schaffner U, Sun Y, Pyšek P (2011) Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters* 14: 702-708. doi: 10.1111/j.1461-0248.2011.01628.x

Werner C, Zumkier U, Beyschlag W, Máguas C (2010) High competitiveness of a resource demanding invasive acacia under low resource supply. *Plant Ecology* 206: 83-96. doi: 10.1007/s11258-009-9625-0

Williamson M, Fitter A (1996) The varying success of invaders. *Ecology* 77, 1661–66.

Wittenberg R, Cock MJW (2001) *Invasive alien species: a toolkit of best prevention and management practices*. CAB International, Wallingford, Oxon, UK. Disponível em <https://www.cbd.int/doc/pa/tools/Invasive%20Alien%20Species%20Toolkit.pdf> Acedido em 11 de Novembro de 2014

Woodfield R et al (2006) *Final Report on the Eradication of the Invasive Seaweed *Caulerpa taxifolia* from Agua Hedionda Lagoon and Huntington Harbour, California*. Southern California *Caulerpa* Action Team. Disponível em [http://www.globalrestorationnetwork.org/uploads/files/CaseStudyAttachments/71\\_c.-taxifolia-eradication.pdf](http://www.globalrestorationnetwork.org/uploads/files/CaseStudyAttachments/71_c.-taxifolia-eradication.pdf) Acedido em 20 de Fevereiro de 2016

## **Anexos**